

4 DPSIR-modellen

4.1 DPSIR som begreb, klassifikationssystem og analysemodel

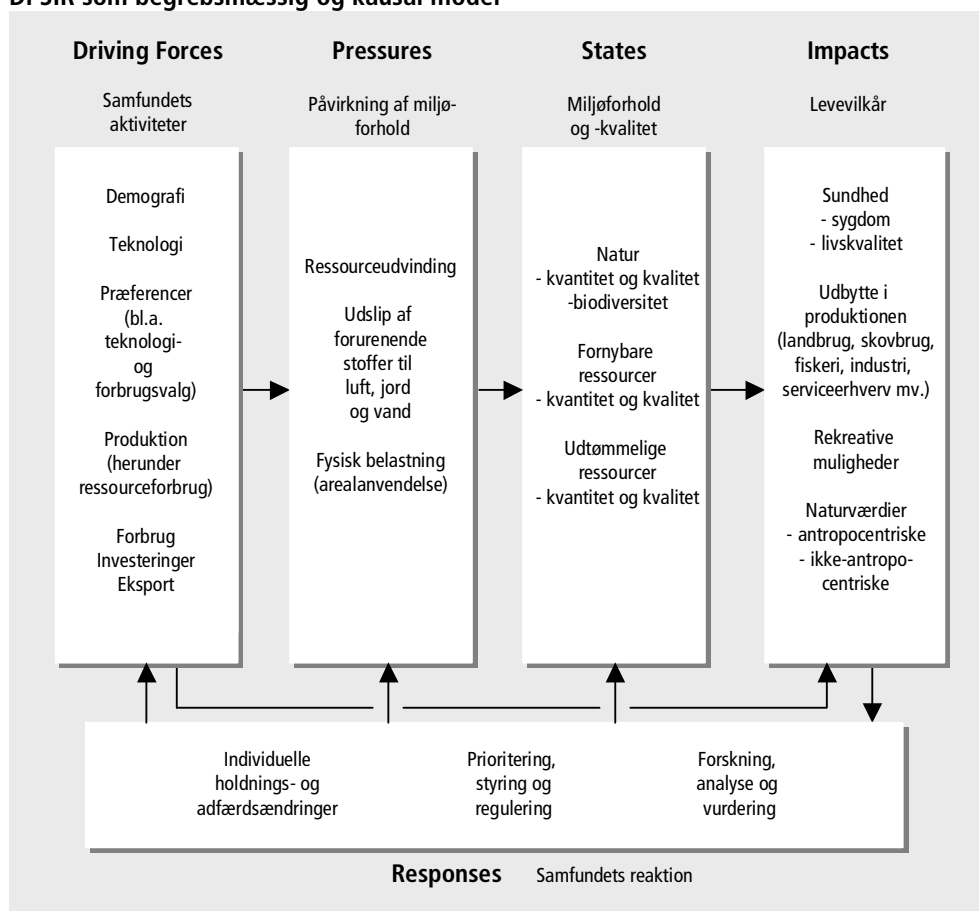
Integreret miljøplanlægning kan beskrives inden for den såkaldte DPSIR-begrebsramme², der i denne sammenhæng opfattes som en referenceramme for analysen og organiseringen af miljøindsatsen.

Begreberne og deres kausale koblinger

DPSIR-kredsløbet tager som generel model højde for en række lineære og ikke-lineære kausale koblinger i samspillet mellem miljøtilstanden (*States*), de menneskeskabte påvirkninger (*Pressures*) og de bagvedliggende direkte og indirekte drivkræfter (*Driving forces*). Miljøtilstand og samfund sammenkobles også gennem de miljømæssige målsætninger og tiltag (*Responses*), som samfundet beslutter at opstille og iværksætte for at imødegå uønskede konsekvenser og forandringer (*Impacts*) i miljøtilstanden og i menneskers levevilkår (økonomiske, sociale og sundhedsmæssige tilstande).

Figur 4.1 illustrerer DPSIR-modellen som begrebmæssig og kausal model.

Figur 4.1 DPSIR som begrebmæssig og kausal model



- D Driving forces i DPSIR-modellen beskriver de samfundsaktiviteter, der direkte eller indirekte er skyld i miljøpåvirkningen (pressure). Inden for DPSIR-konceptet kan driving forces-delen i en vis forstand betragtes som den mest fundamentale, idet det er her, at kilden til miljøproblemer og en grundliggende fjernelse af dem skal findes. En udbygget beskrivelse af driving forces åbner mulighed for analyser af faktorer og

² DPSIR modellen som analytisk værktøj og indikatorsystem blev udviklet af RIVM i Holland og DMU i forbindelse med et projekt for Det Europæiske Miljøagentur, EEA, om udvikling af strategier for integrerede analyser af miljøproblemer (RIVM (1995), Holten-Andersen m.fl. (1995)).

udviklingstræk i samfundet, der fx virker ind på flere sektorer og på andre niveauer i DPSIR-kæden.

- P Pressures eller miljøpåvirkning opstår som følge af ressourceudvinding, udslip af forurenende stoffer samt anden fysisk påvirkning af miljøet. Ressourceudvinding må betragtes som en del af presssuredelen, da der sker en påvirkning af miljøet i bred forstand. Udvindingen forårsager således en potentiel ændring i det naturgrundlag, den nuværende og fremtidige generationer står overfor.
- S States omfatter de kemiske, fysiske og biologiske tilstande og deres indbyrdes relationer med relevans for et givet system, fx et økosystem, det marine miljø, befolkningen, en landskabstype, en dyreart, en population mv.
- I Impacts vedrører de forhold, der har velfærdsmæssig betydning. Overgangen fra states til impacts sætter mennesket i fokus, idet impact-delen fokuserer på de velfærdsmæssige konsekvenser af state-delen, dvs. hvorledes påvirker luftkvaliteten menneskers sundhed og dødelighed, hvorledes påvirker ændringen i arealanvendelsen de rekreative muligheder osv. Selv om det er mennesket, der er i centrum i impact-delen, forhindrer det ikke, at man under impacts tager højde for fx forhold som udryddelse af arter, dyrevelfærd mv. Forudsætningen vil normalt blot være, at forholdene er af betydning for menneskers velfærd i bred forstand (på det fysiske eller psykologiske plan).
- R Responses omfatter samfundets reaktioner på ændringer i de øvrige led i kæden. Reaktionerne kan være i form af passive tilpasningsforanstaltninger (fx badeforbud, støjværn) eller aktive regulerings- og kontrolforanstaltninger (miljøskatter, iværksættelse af miljøbeskyttelsesprojekter e.l.). Samfundets reaktioner er affødt af ændringer i driving forces, pressures, states eller impacts. Strengt taget kan man dog betragte samfundets respons som affødt udelukkende af impacts. Årsagen er, at hvis ændringer i driving forces, pressures eller states ikke afføder ændringer i menneskers velfærd i bred forstand, er der ingen begrundelse for at iværksætte en reaktion fra samfundets side.

Grænserne Det kan være vanskeligt at trække en skarp skillelinje mellem, hvad der hører til de forskellige led i DPSIR-kæden, specielt hvad angår grænsen mellem driving forces og pressures og grænsen mellem states og impacts. Denne vanskelighed med grænse-dragning forsvinder dog til dels, når man nærmere definerer det system, som DPSIR repræsenterer (et bestemt miljøtema, en særlig sektor eller principmodel for hele det miljøpolitiske kredsløb).

Opdelingen må i øvrigt være præget af pragmatiske overvejelser og betinget af de specifikke temaer, der ses på, men det er i hvert enkelt tilfælde nødvendigt, at man nøje overvejer, hvad der hører til hvor, således at der i det enkelte tilfælde så vidt muligt er en høj grad af konsistens i den måde, hvorpå tilordningen til de enkelte led finder sted.

Hvis der er usikkerhed om grænse-dragningen kan man i øvrigt redefinere sit system eller alternativt tage konsekvensen og reducere antallet af bogstaver i DPSIR-kredsløbet. Det er fx muligt med problemer, der ligger i starten af deres livscyklus, hvor fx kun S kendes, og der er mistanke om potentielle impacts (SI-model). Det er også muligt, at udviklingen af visse "driving forces" virker bekymrende, men at der ikke rigtigt kan sættes mål på bekymringen, hvorfor der gøres noget ved det for en sikkerheds skyld (DR-model eller DpsiR-model).

Som udgangspunkt er DPSIR-modellens styrke, at den kan være medvirkende til at klargøre de kausale sammenhænge, der er mellem de enkelte led. Pilene i figur 4.1 illustrerer disse sammenhænge.

DPSIR som klassifikationssystem

DPSIR kan imidlertid også benyttes som udgangspunkt for opbygning af klassifikationssystemer, jf. figur 4.2. Ved rene "klassifikationssystemer" forstås der i denne

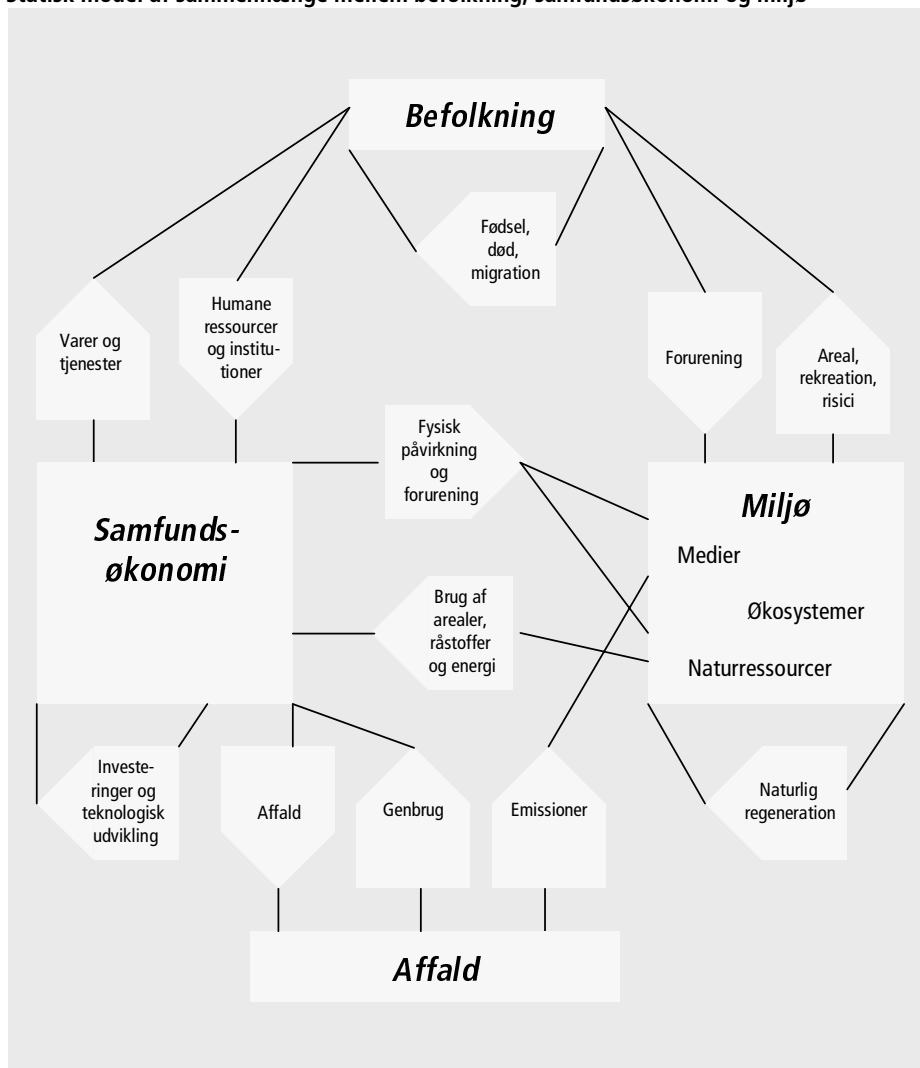
miljøtilstandsændringer og konsekvenserne heraf for naturværdierne og den usikkerhed mht. levevilkårene, menneskene udsættes for, synes kravene endog at være særdeles vanskelige at opfylde.

Boks 4.1 Illustration af klassifikationssystem til organisering af indikatorer

Figuren viser et eksempel på en kompliceret "statisk indikatormodel". Den kan benyttes på nationalt niveau til, at organisere og klassificere indikatorer indenfor det økonomiske, miljømæssige og sociale område (Bakkes m.fl. 1994, Hamilton 1991). Modellen organiserer indikatorerne i overensstemmelse med en overordnet kvalitativ begrebsmodel af omverden, og beskriver befolkningens interaktion med det samfundsøkonomiske system og miljøet. M miljøet underopdeles i følgende "compartments": medier, økosystemer og naturressourcer. Delsystemerne har tovejs-relationer med hinanden. M miljøet er også det rum, hvor mennesket udsættes for fysiske, kemiske og biologiske faktorer. Omvendt påvirker mennesket det ydre miljø, enten direkte, eller indirekte via det samfundsøkonomiske kredsløb. M miljøet forsyner samfundet med plads til infrastruktur, energi, råstoffer og andre ressourcer og modtager til gengæld forurening og fysisk forandrede landskaber. Befolkningen modtager varer og tjenester fra det samfundsøkonomiske system i bytte for menneskelige ressourcer, institutioner og infrastruktur. Tilstanden i et delsystem er under påvirkning af processer tilhørende delsystemet samt under påvirkning af eksterne "driving forces" fra de øvrige delsystemer.

Modellen kan karakteriseres som en statisk model, idet den til en given tid kvalitativt beskriver sammenhængen mellem fx det samfundsøkonomiske system og miljøet, men *ikke relationerne* mellem indikatorer for driving forces, miljøtilstanden og et eventuelt samfundsmæssigt respons, som svar på ændringerne af miljøtilstanden. Den eneste dynamiske feed-back mekanisme, der er antydnet i modellen, er den "naturlige regenerering" som system-internt respons for påvirkning af miljøet.

Statisk model af sammenhænge mellem befolkning, samfundsøkonomi og miljø



4.2 Driving forces

Afsnittet fokuserer dels på de generelle karakteristika og forhold ved driving forces, dels på konkrete eksempler på driving forces og beskrivelsen af disse.

4.2.1 Niveauer

Drivkræfterne kan betragtes på flere niveauer. Det grundliggende niveau vedrører forhold såsom demografi, befolkningens præferencer og holdninger samt den teknologiske udvikling. Disse helt grundliggende drivkræfter er det imidlertid normalt vanskeligt at beskrive konkret. Som indikatorer for drivkræfterne må derfor i stedet benyttes størrelser for faktisk observerbare samfundsmæssige og økonomiske forhold. Her vil det oftest være opgørelser af befolkningsvækst, produktion, værditilvækst, forbrug og udenrigshandel, som det vil være relevant at se på som indikatorer for drivkræfterne. Indikatorerne angiver omfanget og sammensætningen af samfundets aktiviteter, der må antages at afspejle de grundliggende drivkræfter.

Forskellige mere eller mindre grundliggende niveauer i beskrivelsen af driving forces er illustreret i tabel 4.1.

Individet Til brug for en helt grundliggende beskrivelse af drivkræfterne kan benyttes en "behovs-orienteret" tilgang med en opdeling på primære og sekundære drivkræfter, jf. Wieringa (1997). Af eksempler på primære drivkræfter kan nævnes behovet for føde, vand og husly. Af sekundære drivkræfter kan nævnes behov for mobilitet, kunst/kultur, underholdning mv. Ifølge denne definition initierer disse drivkræfter aktiviteter i samfundet, som, ud over at være skyld i miljøpåvirkninger (pressure), i sidste ende fører til behovstilfredsstillelse.

Den behovsorienterede tilgang til en beskrivelse af drivkræfterne tager fat i de helt grundliggende forhold for menneskets overlevelen og velvære i mere eller mindre snæver forstand. Mens dette selvfølgelig kan være nyttigt ikke mindst i forhold til langsigtsanalyser og bæredygtighedsstrategier, er det nok tvivlsomt om behovstilgangen er et hensigtsmæssigt udgangspunkt i andre sammenhænge. Under alle omstændigheder vil den formentlig hurtigt føre til en diskussion af drivkræfterne på et mere detaljeret niveau.

Tabel 4.1 Forskellige niveauer i beskrivelsen af drivkræfter

Niveau	Forhold	Primære redskaber til beskrivelse og analyse	Analysers operationalitet og betydning ved konkret planlægning på kort sigt	Analysers operationalitet og betydning ved overordnet planlægning på længere/lang sigt
Individer	Primære og sekundære behov (for mad, føde, mobilitet, kunst, underholdning mv.) Præferencer	Psykologi Sociologi	lav	mellem
Samfund	Befolkning Teknologi Samfundets struktur og organisation	Demografi Sociologi Økonomi	lav	mellem/høj
Samfunds- økonomi	Produktion Forbrug Investeringer Udenrigshandel	Nationaløkonomi Nationalregnskab	mellem	høj
Virksomheder og husholdninger	Konkrete teknologier Råvarevalg Renseforanstaltninger mv.	Mikroøkonomi Ingeniørvidenskab Naturvidenskab	høj	mellem/høj

<i>Præferencer</i>	<p>Befolkningens præferencer for en bestemt måde at leve på eller fx en bestemt type produkter kan være helt afgørende for miljøproblemernes omfang og karakter samt for de planlægningsopgaver, der stilles. Præferencerne for privatbilisme er et eksempel. Præferencer som drivkræfter hænger naturligvis også sammen med de øvrige typer af driving forces.</p> <p>På det overordnede samfundsmæssige plan kan følgende hovedgrupper af grundliggende driving forces fx betragtes: befolknings størrelse og sammensætning, teknologien, samfundets struktur og organisation. Disse grupper er delvis korrelerede, således at fx udviklingen i én type driving force kan være forbundet med en bestemt udvikling i en anden type.</p>
<i>Befolkning</i>	Befolkningens sammensætning og størrelse i forhold til det areal, den lever på, har afgørende indflydelse på påvirkningen af miljøet og ressourcegrundlaget. Indflydelsen kan være direkte i form af fysisk slid på naturen, men den indirekte påvirkning gennem produktions- og forbrugsaktiviteter vil oftest være af større betydning. I første omgang er det måske størrelsen af befolkningen, der tiltrækker sig størst opmærksomhed og først og fremmest i relation til internationale sammenligninger og langsigtsanalyser, men også forhold såsom familiemønstre, alderssammensætning og uddannelsesniveau kan være af betydning.
<i>Teknologi</i>	Teknologien, der benyttes i forbindelse med produktion og forbrug, er bestemmende for, hvor mange og hvilke ressourcer der bruges, og i hvor høj grad disse udnyttes effektivt. Dermed er teknologien også bestemmende for mængden og arten af de affaldsstoffer, der ledes tilbage til naturen og dermed påvirkningen af denne.
<i>Struktur</i>	Samfundets struktur og organisation har også betydning. Således vil et landbrugs-samfund stå overfor andre miljøplanlægningsproblemer end et udviklet industrisamfund. Strukturen og organiseringen hænger desuden sammen med befolknings- og teknologiaspektet.
<i>Samfundsøkonomisk udvikling</i>	I forbindelse med planlægning især på længere og lang sigt vil der være behov for analyser af den samfundsøkonomiske udvikling, herunder produktion, forbrug, investeringer og udenrigshandel. På det mere overordnede plan kan der direkte tages udgangspunkt i oplysninger fra bl.a. nationalregnskabet eller i de forskellige makroøkonomiske modeller, der er til rådighed, se også kapitel 5.
<i>Virksomheder og husholdninger</i>	Ved detailplanlægning på virksomheds- eller husholdningsplan er viden fra ingeniører, biologer, kemikere mv. nødvendig i forbindelse med konkrete analyser af teknologier, materialer, renseforanstaltninger mv., men også økonomiske analyser hører med til billedet på dette plan.
<i>Interaktion</i>	Ved analyser af drivkræfterne bør man i øvrigt være opmærksom på, om der i den konkrete situation er behov for at analysere sammenhænge mellem de forskellige niveauer. Dette gælder fx særligt i relation til sammenhængen mellem respons-delen og driving force-delen, idet det kan være nødvendigt at overveje hvilke effekter et givet tiltag kan have på drivkræfterne på virksomheds- og husholdningsniveau såvel som på samfundsniveau.

4.2.2 Befolkningen og miljøets funktioner

Demografiske forhold kan være af interesse for miljøplanlægningen både på det korte og det lange sigt samt i relation til lokale, regionale og nationale problemstillinger. I forbindelse med en bedømmelse af befolkningens og - i et dynamisk perspektiv - befolkningsudviklingens betydning som drivkraft i DPSIR-kæden kan det være hensigtsmæssigt at vurdere planlægningssituationen i forhold til miljøets funktioner i et antropocentrisk perspektiv. Miljøets funktioner omfatter:

Miljøets funktioner

- Produktionsfunktioner, bl.a. leverancer af naturressourcer
- Reguleringsfunktioner, bl.a. nedbrydning af affald
- Informationsfunktioner, herunder rekreative og æstetiske oplevelser

Disse funktioner kan - afhængigt af befolkningens størrelse og sammensætning - dels være knappe, dels være indbyrdes konkurrerende. Den indbyrdes konkurrence opstår, når befolkningens brug af en funktion sker på bekostning af en anden funktion. Således vil fx brugen af et vandløb til udledning af spildevand kunne ske på bekostning af det samme vandløbs funktion som kilde til drikkevand eller til brug for rekreative formål. I et dynamisk perspektiv kan der desuden inden for hver funktionsgruppe være konkurrence. Således vil brugen af en ikke-fornybar ressource nu forhindre en fremtidig brug af den samme ressource. Miljøets funktioner omtales i øvrigt yderligere i afsnit 2.4 og 4.4.3.

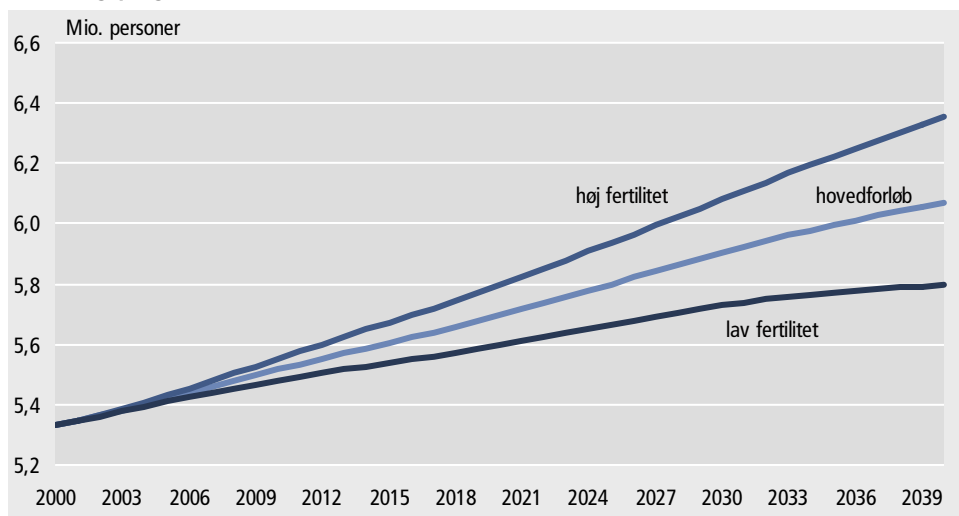
Lang og kort sigt

Ved planlægning for længere tidsperioder - ikke mindst i forbindelse med bæredygtighedsspørgsmålet - er det således nødvendigt at overveje, i hvilket omfang befolkningsudviklingen har indflydelse på de mere konkrete drivkræfter, som vil påvirke næste led i DPSIR-kæden. Også på det korte sigt og på lokalt eller regionalt niveau kan analyser af befolkningens størrelse og sammensætning sandsynligvis være et nyttigt input i planlægningen. Det kan på dette grundlag afgøres, hvilke af miljøets funktioner der forekommer mest knappe, og om befolkningsudviklingen fører til indbyrdes konkurrence mellem miljøets forskellige funktioner.

I visse sammenhænge, fx ved internationale sammenligninger, vil opgørelser af befolkningstal kunne benyttes som en meget grov indikator på samfundets aktivitetsniveau.

Boks 4.2 Befolkningsprognoser for Danmark

Figuren viser prognoser for befolkningens udvikling frem til 2040 under forskellige antagelser om fertilitet. Som det fremgår, forudsiger prognoserne en stigning i befolkningen på mellem 500.000 og 1,1 mio. mennesker eller mellem 10 og 20 pct. i forhold til niveauet i år 2000. Som grundlæggende drivkraft for udviklingen må det overvejes, hvorledes denne stigning hænger sammen med udviklingsforløbene for mere konkrete drivkræfter som fx produktion og forbrug, og om disse befolkningsprognoser afspejles i eventuelle langsigtsspredninger af variable i de øvrige led i DPSIR-kæden.

Befolkningsprognose 2000-2040

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken

4.2.3 Samfundsøkonomisk struktur

Umiddelbart er det størrelser som produktion, forbrug, investeringer og udenrigshandel, der påkalder sig opmærksomhed i relation til beskrivelsen af de samfundsøkonomiske drivkræfter. Disse variable beskrives som minimum på nationalt plan via nationalregnskabet, men for visse variables vedkommende også via regionalregnskaber for de enkelte amter. Da regnskaber pr. definition har karakter af ex post opgørelser, og da der altid er en vis produktionstid for regnskaberne, vil de foreliggende informationer være tilbageskuende. De kan imidlertid benyttes som udgangspunkt for prognoser og modelberegninger af mulige udviklingsforløb for denne type drivkræfter.

Produktion som afledt af efterspørgsel

Set i forhold til påvirkningen af miljøet kan produktion og forbrug betragtes som de mest direkte drivkræfter, idet det er disse, der umiddelbart giver anledning til resourceudvinding og udslip af forurenende stoffer. Til brug for visse analyser kan man imidlertid også antage, at det er forbruget, der sammen med andre typer efterspørgsel i form af investeringer, lageropbygninger og eksport - tilsammen den såkaldte endelige anvendelse - udgør de egentlige drivkræfter. I sidste ende er det jo efterspørgslen, der er årsag til produktionen i erhvervene. Ved hjælp af nationalregnskabets input-output tabeller og de tilknyttede input-output modeller kan denne kobling mellem produktionen og den endelige anvendelse belyses.

Tabellen nedenfor illustrerer resultatet af en sådan kobling, idet det for hver branchehovedgruppe er vist, hvor stor en procent af produktionen, der er foranlediget af de endelige anvendelser. Det fremgår fx, at det private konsum og eksporten hver især giver anledning til knap en tredjedel af den samlede danske produktion, mens det offentlige konsum tegner sig for ca. 20 pct. Ved hjælp af de detaljerede input-output tabeller er det i øvrigt muligt, at foretage en yderligere opdeling af fx det private konsum, således at man kan se, hvilke typer af konsum og hvilke varer der giver anledning til branchernes produktion under hensyntagen til de indirekte leverancer mellem erhverv.

I afsnit 4.3.3 omtales, hvorledes det er muligt - med udgangspunkt i denne type modelberegninger - at koble miljøpåvirkninger med de bagvedliggende drivkræfter. I kapitel 5 omtales i øvrigt også andre typer af miljøøkonomiske modeller, som kobler drivkræfter og miljøpåvirkninger.

Tabel 4.2

Produktion fordelt på forårsagende endelig anvendelse. 1997

	Andel af produktion	Privat konsum	Off. konsum	Invest. bygn. og anlæg	Øvrig invest.	Eksport	Anden endelig anvend.
	pct.	pct.					
Erhvervene i alt	100,00	31,04	20,34	9,34	5,54	30,93	2,82
1 Landbrug, fiskeri og råstofudvinding	4,72	22,60	3,85	2,55	0,97	68,80	1,23
2 Industri	24,76	18,71	3,58	5,76	8,05	62,42	1,48
3 Energi- og vandforsyning	2,11	59,80	8,78	2,26	2,32	25,62	1,22
4 Bygge- og anlægsvirksomhed	7,27	16,59	9,20	68,71	0,85	3,91	0,73
5 Handel, hotel- og restaurationvirks. mv.	13,69	52,54	4,52	4,93	10,62	26,75	0,65
6 Transportvirks., post og telekommunikation	9,72	29,95	9,28	4,23	4,30	51,10	1,15
7 Finansieringsvirks. mv., forretningsservice	17,60	51,81	8,13	8,56	7,14	12,62	11,74
8 Offentlige og personlige tjenesteydelser	20,13	18,13	76,82	0,78	1,30	2,76	0,22

Kilde: Danmarks Statistik (2001a)

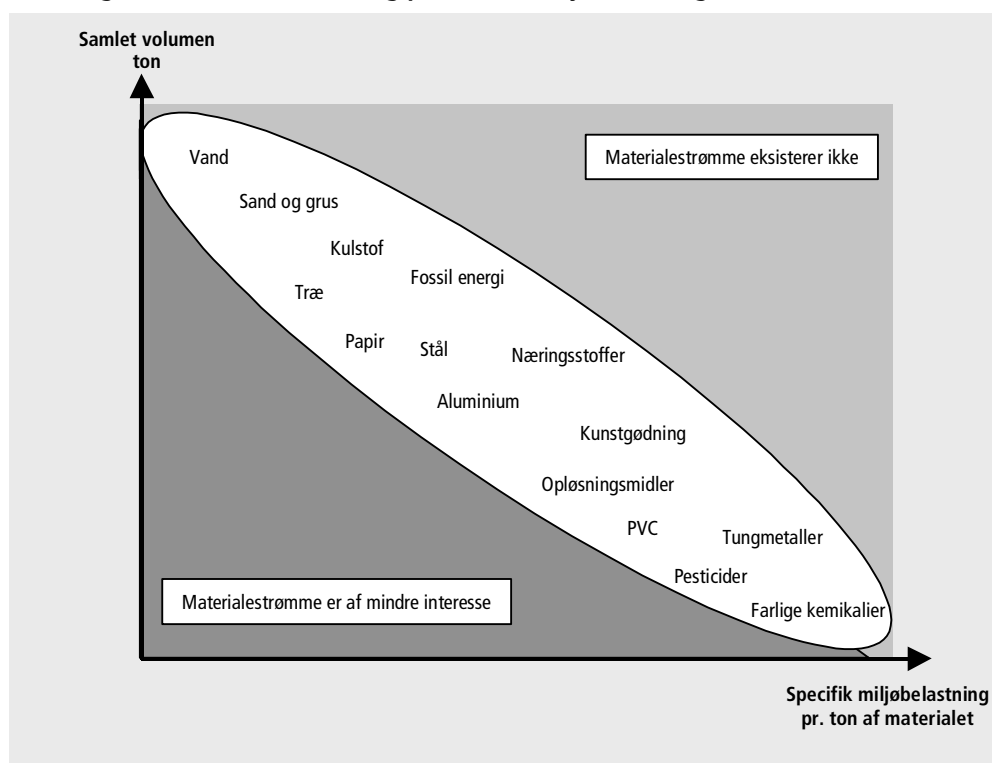
4.3 Pressures

<i>Pressures, belastning og påvirkning</i>	De samfundsmæssige aktiviteter påvirker miljøforholdene gennem pressures, dvs. udslip af forurenende stoffer og fysiske ændringer primært knyttet til arealanvendelse. Den engelske betegnelse pressures oversættes undertiden til miljøbelastning, selv om der egentlig kun er tale om en belastning, såfremt påvirkningerne har negative konsekvenser for miljøkvaliteten. Den mere neutrale og mere omfattende benævnelse påvirkning er derfor generelt at foretrække som oversættelse af pressures. Hermed antydes også, at der i denne del af beskrivelsen af DPSIR-sammenhænge oftest er tale om en ren deskriptiv analyse.
<i>Menneskeskabte og naturgivne påvirkninger</i>	I forbindelse med en indplacering af miljøpåvirkninger i DPSIR-modellen og i beskrivelsen af relationen mellem drivkræfter og miljøpåvirkninger er det oftest de menneskeskabte påvirkninger, der er i fokus. I visse tilfælde er det dog relevant også at inddrage naturgivne påvirkninger i form af fx vulkanudbrud, skovbrande og andre naturkatastrofer for at få et samlet billede af situationen og dermed en baggrund for vurdering af de følgende led i DPSIR-kæden, herunder ikke mindst respons-delen. I nogle tilfælde er grænsedragningen mellem de menneskeskabte og naturgivne miljøpåvirkninger svær at foretage. Det gælder fx i forbindelse med klimaændringer og jorderosionsproblemer mv. I mange tilfælde er det hensigtsmæssigt, at der i analysen af et miljøproblem indgår oplysninger om de naturlige påvirkninger i form af baggrundsbelastninger, naturgivne emissioner, referenceværdier o.l. Disse kan da indgå som variable i multifaktorielle korrelationsanalyser mv. I relation til en evt. respons på de samlede miljøpåvirkninger og afledte state- og impactforhold vil en vurdering af effekten af et indgreb mod en antropogen faktor være betinget af, at man er i stand til at kalkulere med de naturgivne faktorer. At det kan være svært eller usikkert hører dog også med til billedet.
<i>Pressuretyper</i>	Tre overordnede grupper af påvirkninger kan opstilles: <ul style="list-style-type: none"> • Arealanvendelse • Ressourceudvinding • Udledning af residualer <p>For arealanvendelsens vedkommende sker der en miljøpåvirkning gennem de materialeflytninger og -ophobninger, der er knyttet til arealanvendelsen eller til ændringer i denne. Anvendelse af arealer til dyrkning af afgrøder, bebyggelse og vejanlæg - og især ændringer i anvendelsen - påvirker desuden miljøet direkte. Da arealanvendelsen imidlertid er tæt knyttet til state-delen af DPSIR-kæden, udskydes yderligere omtale heraf til afsnit 4.4.2.</p>
<i>Strømme</i>	En beskrivelse af miljøpåvirkninger fra ressourceforbrug og udledning af residualer må som hovedregel inkludere de forhold, som karakteriserer materialestrømmene dvs. deres kemiske sammensætning, deres oprindelse og destination. Ikke mindst en uddybende beskrivelse af den geografiske og tidsmæssige oprindelse er vigtig både i relation til en kobling af påvirkningerne med de bagvedliggende drivkræfter og i relation til miljøpåvirkningernes konsekvenser i form af miljøbelastninger og velfærdsmæssige effekter.
<i>Kategorisering af materialer efter volumen og miljøpåvirkning</i>	Figur 4.5 indplacerer forskellige materialer efter graden af hhv. miljømæssig belastning (x-aksen) og volumen (y-aksen). Jo længere til højre et materiale befinder sig, jo større er dets potentielle miljøbelastning pr. enhed, og jo højere et materiale befinder sig, jo større volumen findes det i. Eksempelvis befinder vand, grus, sten og kulstof sig aktuelt i øverste venstre del af figuren, mens farlige kemiske stoffer befinder sig i nederste højre del af figuren.

Denne måde at kategorisere materialerne på afspejler dels forskellige miljømæssige målsætninger, dels hvorledes materialestrømmene bør beskrives i et informationssystem.

For materialer, som er karakteriseret ved lav eller ingen miljøbelastning pr. enhed, fx vand, grus, sten og kulstof knytter interessen sig til mere eller mindre gennemskuelige bæredygtighedsbetragtninger, som forbinder de store materialestrømme med generelle miljøforringelser eller frygt for fremtidig knaphed på ressourcer. Miljø- og ressourcehensynene fremtræder mere eksplicit for de materialer, der befinder sig i den midterste del af figuren, fx fossil energi, papir, aluminium mv. For disse materialer er der ofte formuleret klare målsætninger om ressourceeffektivitet, genbrug eller minimering af affaldsmængderne. Pesticider, tungmetaller og farlige kemiske stoffer i den nederste højre del af figuren er stoffer, som optræder i meget små mængder, men med betydelige konsekvenser for menneskers eller dyrs sundhedstilstand. Her er der ofte fastsat grænseværdier for materialestrømmene eller for hvor store mængder af stofferne, der må indgå i forskellige sammenhænge.

Figur 4.5 Forskellige materials volumener og potentielle miljøbelastning



Kilde: Baseret på Steurer (1996)

Forskellige informationskrav

I relation til etablering af et informationsgrundlag for vurdering af miljø- eller resourcepåvirkningerne bør kravene til præcision og sikkerhed naturligvis afspejle materialernes placering i volumen/belastningsskemaet. For de store materialestrømme med lav belastning pr. enhed vil det typisk være tilstrækkeligt med en mindre detaljeret og mere oversigtspræget information, mens der må stilles langt større krav til informationernes kvalitet, når det drejer sig om farlige kemiske stoffer med stor skadevirkning. Disse forskelle må også tages i betragtning i forbindelse med analyser af sammenhængene i DPSIR-kæden. Således vil resultaterne af en input-output analyse af sammenhængen mellem påvirkning og drivkræfter fx skulle fortolkes med større varsomhed, hvis der er tale om farlige stoffer, som optræder i volumenmæssigt beskedne mængder.

Kategorisering efter geografisk og tidsmæssig dimension

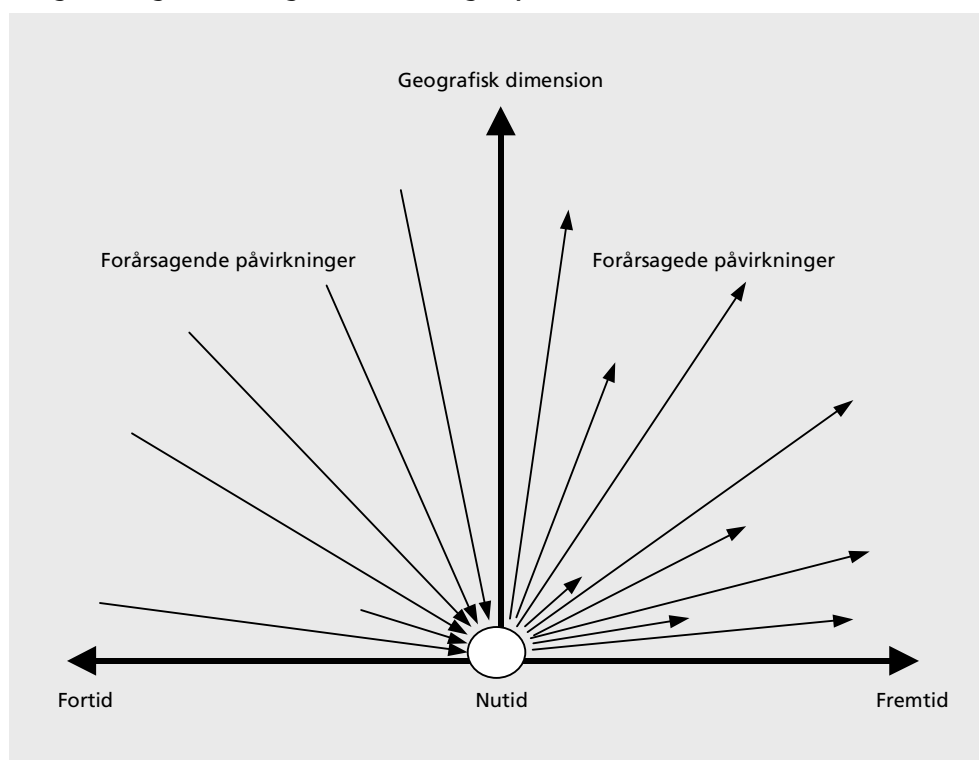
Ud over materialestrømmenes fysiske beskaffenhed i form af volumen og påvirkning er de geografiske og tidsmæssige dimensioner væsentlige, ikke mindst når disse kobles med de øvrige led i DPSIR-kæden. Som illustreret i figur 4.6 kan der til et

givet tidspunkt og en given geografisk lokalitet enten anlægges en bagudrettet eller en fremadrettet betragtning.

Bagudrettet betragtning Ved den bagudrettede betragtning fokuseres på alle de forhold (forårsagende påvirkninger), der har betydning for den aktuelle belastning, dvs. forhold der ligger bagud i tid, og evt. har sin oprindelse i andre geografiske lokaliteter end den betragtede. Et eksempel er en aktuell drikkevandsforurening, som har sin oprindelse i kemikalieudslip, der er foregået flere år forinden. Et andet eksempel er immissioner af forsurende stoffer i Danmark, der skyldes udslip af SO₂ og NO_x i andre lande. Den bagudrettede betragtning belyser oprindelsen af de påvirkninger, der har destination på det pågældende tidspunkt og sted.

Fremadrettet betragtning Den fremadrettede betragtning belyser derimod destinationen af de påvirkninger, der har sin oprindelse på det pågældende tidspunkt og sted (forårsagede påvirkninger). Her er der tale om at vurdere ikke alene hvilke påvirkninger, der er knyttet til aktuelle forhold, men også hvor og hvornår de optræder.

Figur 4.6 Geografisk og tidsmæssig dimensionering af pressures



Kilde: Carsten Stahmer, Statistisches Bundesamt, Tyskland

Enheder og værdisætning af miljøpåvirkning

Den naturlige målestok for miljøpåvirkninger er traditionelle fysiske enheder som fx ton, m³ og joule og undertiden sammenvejede fysiske enheder som GWP og PAE (se afsnit 3.1.6 og 3.2). I nogle tilfælde kan det være relevant at knytte pengemæssige værdier til miljøpåvirkningerne, men i relation til DPSIR-kæden hører en værdisætning først og fremmest naturligt hjemme i relation til impact-delen og dernæst til responsdelen. Den pengemæssige værdisætning er således først og fremmest knyttet til menneskers opfattelse af miljøpåvirkningernes velfærdsmæssige konsekvenser samt de omkostninger, der er forbundet med at ændre miljøpåvirkningerne eller deres konsekvenser.

4.3.1 Ressourceudvinding og -forbrug

Ressourceudnyttelse giver anledning til tre påvirkningsaspekter: knaphed, direkte miljøpåvirkning og indirekte miljøpåvirkning, jf. tabel 4.3.

Knaphed For det første giver udvinding af en udtømmelig ressource eller overudnyttelse af en fornybar ressource anledning til en knaphed, der enten kan være absolut eller relativ. Den absolutte knaphed forekommer, når den til rådighed værende ressourcemængde er for lille i forhold til efterspørgslen. Ofte vil knapheden dog have en relativ karakter, dvs. at ressourcemængderne i og for sig er tilstrækkelige, men der er mangel på ressourcer af en given kvalitet. Ud over at den relative knaphed kan være forårsaget af ressourceudvinding eller overudnyttelse, kan den naturligvis også være forårsaget af forurening - forurening af drikkevand er et eksempel.

Direkte miljøpåvirkning (udvindingsfasen) For det andet kan selve udvindingen af en ressource give anledning til direkte miljøpåvirkninger, fx forurening af grundvand og vandløb eller ødelæggelse af rekreative værdier ved landskabsforandringer i forbindelse med minedrift. Også udnyttelse af fornybare ressourcer kan have direkte miljøpåvirkninger enten ved at økologiske balancer forstyrres - fx ved brug af visse fiskeredskaber - eller ved at der opstår støj- og støvgener eller visuelle forstyrrelser ved udnyttelsen. Som al anden produktionsaktivitet vil udvinding eller udnyttelse af ressourcer desuden indebære forbrug af rå- og hjælpestoffer, herunder energi, hvis brug vil indebære forurening og affaldsgenerering.

Indirekte miljøpåvirkning (anvendelsesfasen) Det tredje påvirkningsaspekt er den forurening og affaldsgenerering, der finder sted, når ressourcen har udtjent sin rolle i produktions- eller forbrugsledet. Den mængde forurening og affaldsstoffer, som i sidste ende dannes, er lig med den mængde ressourcer, der er udvundet. Selv om der naturligvis kan være en geografisk og tidsmæssig forskydning mellem ressourceudvindingen og affaldsgenereringen på grund af akkumulering i økonomien, er denne identitet baggrunden for, at der også er en vis interesse for at følge udviklingen i udvindingen af ressourcer, hvor knaphedsaspektet og de direkte miljøpåvirkninger i sig selv ikke er påtrængende (ressourcerne i øverste venstre del af figur 4.5). Miljøpåvirkningerne gennem forurening og affaldsgenerering omtales i øvrigt i afsnit 4.3.2.

Tabel 4.3 Eksempler på miljøpåvirkning ved udvinding og brug af naturressourcer

	Udtømmelige ressourcer	Fornybare ressourcer
Forøgelse af absolut eller relativ knaphed	Udvinning af mineraler og fossil energi	Overfiskning Overudnyttelse af tropisk skov
Direkte miljøpåvirkning	Forurening og landskabspåvirkninger ved fx minedrift	Forstyrrelse af økologiske balancer ved fx fiskeri Støj, støv og visuelle forstyrrelser
Indirekte miljøpåvirkning	Forurening og affaldsproblemer i fbm. videreforarbejdning, anvendelse og bortskaffelse	

Total ressourceudvinding i fbm. økonomisk aktivitet Tages der udgangspunkt i en aktuel national ressourceudvinding eller -udnyttelse, vil fokus på påvirkningerne implicit være fremadrettet (se omtalen af fremadrettede og bagudrettede pressures i tilknytning til figur 4.6 ovenfor). En mere bagudrettet betragtningsmåde anlægges, hvis der ud fra en given økonomisk aktivitet ses på den samlede ressourceudvinding som aktiviteten har givet anledning til på globalt plan.

MFA - materialestrømsregnskaber Den sidstnævnte synsvinkel ligger til grund for de såkaldte MFA-opgørelser (Material Flow Accounts) som i de senere år har fået nogen udbredelse via publikationer fra det tyske Wuppertal institut og World Resources Institute (EEA (2001a), Eurostat (2001a), Matthews m.fl. (2000) og Adriaanse m.fl. (1997)). Ideen er at opgøre vægten af de totale materialestrømme, som aktiviteterne i et givet land har givet anledning til. Udgangspunktet er en opgørelse af vægten af den indenlandske ressourceudvinding og importen. Denne sum kaldes DMI, direct material input. For at få et udtryk for den samlede ressourceudvinding knyttet til aktiviteten omregnes DMI til TMR, total material requirement. Dette gøres ved at erstatte vægten af importen med importvarernes ressourceækvivalenter, dvs. vægten af de primære ressourcer, der di-

rekte og indirekte har været nødvendige for at producere importen. Ressourceækvivalenten svarende til en importeret bil er altså alle de ressourcer (jern, mineraler, fossil energi, træ mv.), det på globalt plan har været nødvendigt at udvinde for at muliggøre produktionen af bilen. Ud over at medtage de ressourcer, der faktisk er udvundet og inddraget i produktionsprocesserne, medtager man i opgørelsen af TMR også de såkaldte ubrugte ressourcer, dvs. de ressourcer i bred forstand, som er påvirket af udvindingsaktiviteterne, men altså ikke egentligt udvundet. Det drejer sig fx om jord, der flyttes i forbindelse med minedrift.

Datagrundlag for DMI og TMR

Hvis sigtet med ressourceudvindingsopgørelsen er at skabe et grundlag for globale betragtninger i en bæredygtighedssammenhæng, er det naturligvis nødvendigt, at inddrage importforholdene. Beregningen af en DMI-indikator for det direkte materialeinput som summen af indenlandsk udvinding og import har den fordel, at den rent statistisk er overkommelig. Der findes således basisstatistik i form af råstofstatistik og udenrigshandelsstatistik, som tilsammen giver grundlaget for beregning af indikatoren. TMR-indikatoren for den totale ressourceudvinding knyttet til et lands økonomiske aktivitet stiller anderledes store krav til information og er forbundet med langt større usikkerhed. Problemet er her at omregne vægten af importvarerne til vægten af ressourceækvivalenter. Grundlaget herfor er oftest spinkelt, og det er nødvendigt at bruge omregningsfaktorer fra beslægtede undersøgelser, fx Wuppertal instituttets opgørelser. Da detaljeringsgraden for de fleste varers vedkommende er beskedent, vil forskelle fra land til land mht. produktionsteknikker og varers oprindelse naturligvis betyde, at opgørelserne skal betragtes som grove indikatorer og ikke som præcise udsagn om et lands samlede ressourceforbrug.

DMI eller TMR?

Principielt er TMR indikatoren betydeligt bedre end DMI indikatoren som udtryk for den totale ressourcepåvirkning når knaphedsaspektet og den fremadrettede globale direkte og indirekte miljøpåvirkning skal vurderes. De sammenligninger af udviklingen i DMI og TMR, der kan foretages på baggrund af de eksisterende tidsserier for DMI og TMR, tyder dog på en parallel udvikling i de to indikatorer (Matthews m.fl. (2000) og Adriaanse m.fl. (1997)). Selv om overføring af de eksisterende erfaringer fra et land til et andet naturligvis skal foretages med varsomhed kan det tale for, at DMI kan benyttes som en proxy for TMR i forbindelse med vurderingen af udviklingen (men naturligvis ikke niveauet) i påvirkningen af knaphed og direkte miljøeffekter.

Kan det fortolkes?

Der må imidlertid sættes spørgsmålstegn ved nytten af sådanne meget aggregerede indikatorer for ressourceudvinding. I de traditionelle DMI og TMR indikatorer lægges vægten af alle typer ressourcer således sammen. Uanset hvilket af tre påvirkningsaspekter, der tages udgangspunkt i, forekommer dette besynderligt. Bidrag til såvel absolut som relativ knaphed må vurderes i forhold til de enkelte typer af ressourcer. Det samme gør sig gældende i forbindelse med direkte og indirekte miljøpåvirkning fra udvindingen. I den forbindelse kan det undre, at der i publikationer, der præsenterer MFA opgørelser og DMI- og TMR-indikatorer, fokuseres så meget på disse helt aggregerede og stort set intetsigende indikatorer. Datagrundlaget bag opgørelserne indeholder detaljeret information om enkelte ressource typer, og en præsentation af dette vil i de fleste tilfælde være mere interessant. En forklaring er formentlig (som i andre tilfælde, hvor aggregering af et inhomogent datagrundlag finder sted, jf. afsnit 3.1.6), at man ønsker at reducere kompleksiteten og øge overskueligheden, men resultatet er altså, at det går ud over mulighederne for at fortolke facit meningsfuldt. En beslægtet, og delvis acceptabel forklaring, er, at man helt overordnet ønsker at belyse, hvor meget økonomien "fylder". Baggrunden herfor er bl.a. det overordnede materialebalanceprincip, ifølge hvilket ressourcerne til sidst ender som forurening og affald. Lange tidsserier med stigende DMI og TMR er i denne sammenhæng overordnede indikatorer for, at der sker en øget påvirkning af ressourcegrundlag og miljø. Forskelle mellem lande mht. niveauet i DMI og TMR kan endvidere benyttes som udgangspunkt for nærmere analyser af, om det ene land udviser en mere bæredygtig udvikling end det andet. Dog skal man være opmærksom på, at disse overordnede indikatorer ikke i sig selv kan danne grundlag for konklusioner om, hvorvidt udviklingen har ført til en større eller mindre påvirkning.

Indikatorerne kan udelukkende fungere som ens slags advarselsslamper, der indikerer, at noget måske bør undersøges nærmere.

Fordelen ved det igangværende internationale MFA-arbejde er, at der på basis af materialebalanceprincippet opstilles nogle konsistente retningslinjer for materialestrømsregnskaber og -indikatorer. MFA vil i fremtiden spille en rolle også i dansk sammenhæng. I Finansministeriet (2000) findes en første opgørelse af MFA-indikatorer for Danmark og i forbindelse med regeringens plan for bæredygtig udvikling (Regeringen (2001a og b)), der blev præsenteret i foråret 2001, er det besluttet, at en TMR-indikator for Danmark skal beregnes hvert tredje år. Det må dog forventes, at MFA-opgørelserne først bliver rigtig nyttige, når de præsenteres og analyseres på et mere disaggregeret plan og i tilknytning til opgørelser for specifikke ressourcer eller grupper af ressourcer.

Boks 4.3 giver yderligere oplysninger om MFA opgørelser, herunder også de aspekter, som er knyttet til afsnit 4.3.2 om udslip af forurenende stoffer.

Opgørelser af udvinding af specifikke ressourcer

Udvinding og forbrug af specifikke ressourcer belyses i øvrigt traditionelt ved hjælp af særskilte statistikker eller regnskaber. Som eksempel kan nævnes opgørelser af udvindingen af olie og naturgas fra Nordsøen eller råstofstatistikken, se fx Danmarks Statistik (2000). Hovedformålet med disse opgørelser er at belyse de udvundne mængder og dermed bl.a. skabe grundlag for en vurdering af knaphedsaspektet. Man skal i øvrigt være opmærksom på, at det kun er egentlige udvindingsstatistikker, der kan danne et sikkert grundlag for knaphedsvurderinger. Således kan statistikker for økonomiske transaktioner knyttet til de udvundne ressourcer være misvisende, da disse i en række tilfælde ikke belyser ressourcemængder, som omsættes uden for markedet, se fx Gravgård Pedersen (1999a, afsnit 5.3.3).

En egentlig belysning af knaphedsaspektet kan dog kun foretages, hvis udvindingen sættes i relation til de foreliggende beholdninger. Dette kan bl.a. gøres ved hjælp af såkaldte statuskonti, som omtales nærmere i afsnit 4.4.5.

Opgørelser af direkte miljøpåvirkninger af udvindingen

Også visse af de direkte miljøpåvirkninger fra råstofudvinding belyses via officiel statistik. Således præsenteres fx i Danmarks Statistik (2000) en opgørelse af luftemissionerne af SO₂, VOC, CH₄, NO_x og CO₂ fra de faste installationer i Nordsøen samt af udledningen af olie og tungmetaller fra offshore-aktiviteterne. For luftemissionernes vedkommende er der tale om udslip i forbindelse med anvendelse af dieselolie og gas til brug under udvindingen samt i forbindelse med flaring af naturgas. Olie- og tungmetaludledningen finder sted i tilknytning til udledningen af produktionsvand og boremudder samt ved spild.

Opgørelser af indirekte miljøpåvirkninger fra ressourcer

De indirekte miljøpåvirkninger er som nævnt resultatet af anvendelsen og bortskaffelsen af ressourcerne. Som eksempler kan nævnes miljøpåvirkninger forbundet med produktion af elektricitet ud fra olie udvundet fra Nordsøen og miljøpåvirkninger i form af byggeaffald, der har sin oprindelse i grus og sten udvundet fra naturen. Sidstnævnte eksempel illustrerer, at der kan være en stor tidsmæssig afstand mellem ressourceudvindingen og de indirekte miljøpåvirkninger, men ud fra et livscyklusperspektiv er det nyttigt at knytte de (fremadrettede) indirekte miljøpåvirkninger sammen med ressourceudvindingen. Det vil ofte være muligt at opgøre de dele af de indirekte miljøeffekter, der er entydigt knyttet til ressourcens fysiske karakteristika, fx CO₂-indholdet i forskellige fossile energiresourcer. For de dele af de indirekte miljøeffekter, der afhænger af, hvorledes ressourcen håndteres og videreforarbejdes er opgørelserne langt mindre entydige.

Klassifikation af naturressourcer

Beholdningsopgørelser af naturressourcer er omtalt i afsnit 4.4.1, hvor en klassifikation af naturressourcer også er vist.

Boks 4.3 MFA opgørelser - materialestrømsregnskaber og -indikatorer

Betegnelsen MFA (Economy-Wide Material Flow Accounts) omfatter en regnskabstype, der på det helt overordnede plan og for et land beskriver vægten af de samlede årlige materialestrømme. I fuldstændige materialeregnskaber opgøres såvel strømmene ind i økonomien og strømmene ud af økonomien, idet forskellen mellem disse to størrelser ifølge materialebalanceprincippet svarer til den akkumulation, der finder sted i økonomien i det pågældende år.

MFA-opgørelserne opererer på flere niveauer, idet der skelnes mellem:

- indenlandske og udenlandske materialestrømme
- direkte og indirekte materialestrømme
- brugte og ikke-brugte ressourcer (forarbejdede og ikke-forarbejdede ressourcer)

De direkte strømme omfatter umiddelbart observerbare materialestrømme, der faktisk strømmer ind eller ud af den indenlandske økonomi (indenlandsk ressourceudvinding, import, udslip af forurenende stoffer, eksport). I modsætning hertil betegnes strømmene som indirekte, hvis de ligger forud for de direkte strømme. Som eksempel kan nævnes den ressourceudvinding, der finder sted i udlandet for at muliggøre importen eller den indenlandske ressourceudvinding, der finder sted for at muliggøre eksporten.

Såvel brugte som ubrugte ressourcer er påvirket af den økonomiske aktivitet. Skillelinjen mellem de to kategorier hænger derfor sammen med om ressourcerne videreføres i økonomien, dvs. om de bliver til varer eller ej. Som eksempel på ubrugte ressourcer kan nævnes jord, der flyttes i forbindelse med minedrift.

MFA-opgørelserne danner grundlaget for en række indikatorer, jf. figuren nedenfor.

På input-siden beregnes følgende indikatorer:

Direct material input, DMI = indenlandsk udvinding + import

Total material requirement, TMR = indenlandsk udvinding + importens ressourceækvivalent + indenlandske og udenlandske ubrugte ressourcer

Importens ressourceækvivalent fremkommer ved at omregne vægten af importerede varer til vægten af de ressourcer, der direkte og indirekte er brugt i udlandet for at producere importen.

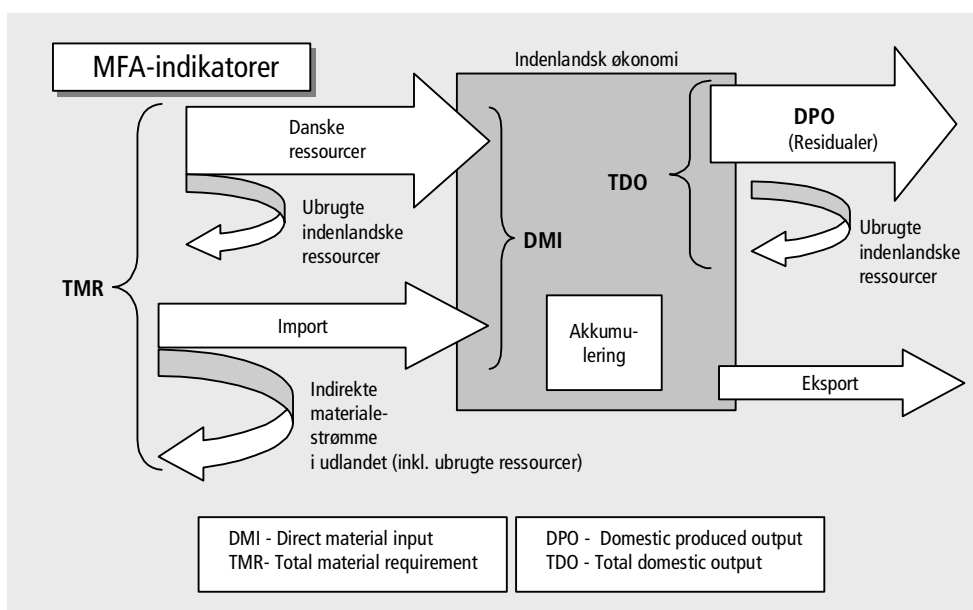
På output-siden beregnes følgende indikatorer:

Direct produced output, DPO = DMI - nettoakkumulering i økonomien - eksport.

DPO svarer til den totale vægt af de materialer, der strømmer fra økonomien til miljøet (affaldsstoffer i bred forstand)

Total domestic output, TDO = DPO + indenlandske ubrugte ressourcer

TDO er en indikator for det totale materiale-output til det indenlandske miljø forårsaget af den indenlandske økonomiske aktivitet.



Yderligere oplysninger om MFA og konkrete eksempler findes fx i Eurostat (2001a), Matthews m.fl. (2000) og Adriaanse (1997).

4.3.2 Udledning af residualer

<i>Materialebalance for økonomien som helhed</i>	I det omfang indenlandske udvundne ressourcer og importerede varer (det direkte materiale input) ikke eksporteres til andre lande eller akkumuleres i økonomien som varer på lager, kapitalapparat eller varige forbrugsgoder, vil materialerne ende som residualer, der forlader økonomien igen. Også varer på lager, kapitalapparatet og varige forbrugsgoder vil dog på et eller andet tidspunkt blive til residualer, i det omfang materialerne ikke genanvendes.
<i>Residualbegrebet</i>	Betegnelsen residualer anvendes her, da begrebet dækker mere bredt end sædvanlige affaldsmængder og forurenende stoffer. Også vand, vanddamp, luft mv. er indeholdt i residualbegrebet.
<i>Konsistenscheck</i>	En udtømmende beskrivelse af miljøpåvirkningsdelen (P) i DPSIR-kæden bør principielt omfatte alle residualer uanset fysisk eller kemisk sammensætning. Kun ved at opstille et regnskab (opgjort i tons) der på den ene side medtager det direkte materialeinput i form af indenlandsk udvinding og importerede varer, og på den anden side også opgør akkumulationen, eksporten og residualerne, beskrives miljøpåvirkningen inden for en konsistent ramme. Det er dog klart, at tal for den samlede residualmængde i tons ikke siger noget som helst om de potentielle miljøskader. Som udtryk for potentielle miljøskader er det aggregerede residualmål lige så meningsløst som de aggregerede ressourceudvindingsmål, der blev omtalt i afsnit 4.3.1. Beregningen af den samlede residualmængde gennemføres udelukkende som konsistenscheck på materialestrømmene i økonomien.
<i>Vurdering af sammenhængen</i>	Selve konsistenschecket kan foretages ved at fratække akkumulering og eksport fra inputtet (ressourceudvinding og import). Den herved beregnede residualmængde kan sammenholdes med de registrerede udslip af forurenende stoffer og affaldsmængder. Som regel vil de registrerede udslip af affald og emissioner mv. ikke være tilstrækkelige til at forklare den samlede residualmængde. Ud fra kendskab til inputtet bør man imidlertid være i stand til at sandsynliggøre, at forskellen skyldes "ikke-konventionelle" affaldsmængder i form af fx vanddamp og materialer, der er spredt bevidst i miljøet (gødningsstoffer mv.). Konsistenschecket bør foretages for økonomien som helhed, men kan med fordel også udføres for enkelte brancher eller for enkelte varegrupper.
<i>Affaldsregnskaber baseret på materialestrømme og massebalancer</i>	Materialebalanceprincippet kan i øvrigt også bruges mere målrettet til at opgøre specifikke residualmængder. Luftemissioner kan oplagt beregnes ud fra de indfyrede brændselsmængder, idet sidstnævnte multipliceres med tekniske koefficienter beregnet på grundlag af brændslets kemiske sammensætning. Skogesal (1997) viser, hvorledes norske affaldsregnskaber for papir og glas kan opstilles på baggrund af materialebalanceprincippet, og i Ayres & Ayres (1997) vises, hvordan affaldsmængderne fra forskellige brancher i USA kan estimeres. Sidstnævnte studie konkluderer, at de officielle affaldsmængder i en række tilfælde synes at være betydeligt undervurderede.
<i>Klassifikation af residualer</i>	På et mere detaljeret plan kan informationer om udledning af residualer fx organiseres efter typen af residual. Tabel 4.4 viser som eksempel den overordnede inddeling af residualer, der benyttes i SEEA 2000 (jf. afsnit 3.2). Klassifikationens første niveau vedrører såvel beskaffenheden af residualerne (1. og 4.) som det modtagende medium (2. og 3.). De første tre hovedgrupper er rettet mod emissions- og stofregnskaber, mens hensigten med den fjerde og femte hovedgruppe er at skabe fuldstændighed især i forhold til materialebalanceopgørelser. Klassifikationen er ikke helt entydig, da fx de residualer, der er medtaget under kategorien for spredning af produkter og spredte tab, også kan medtages under emissioner til luft og vand. Der er således tale om en slags bruttoklassifikation, hvorfra kategorier kan udvælges og evt. yderligere underopdeles i en konkret situation. I bilag 1 findes klassifikationen med en underopdeling af visse af niveau 2 grupperne.

Tabel 4.4 Klassifikation af residualer (SEEA 2000)

-
- 1. Affald**
 - 1.1 Kemisk affald
 - 1.2 Radioaktivt affald
 - 1.3 Smittefarligt biologisk affald (hospitalsaffald mv.)
 - 1.4 Metalaffald
 - 1.5 Ikke-metallisk affald (papir, glas, plastic mv.)
 - 1.6 Skrot
 - 1.7 Slam og gødning
 - 1.8 Animalsk og vegetabilsk affald
 - 1.9 Blandet almindeligt affald
 - 1.10 Slam fra renseanlæg
 - 1.11 Mineralholdigt affald
 - 1.12 Stabiliseret affald
 - 1.13 Andet affald
 - 2. Emissioner til luft**
 - 2.1 Kuldiioxid (CO₂)
 - 2.2 Emissioner af forsurende stoffer
 - 2.3 Metalforbindelser
 - 2.4 Organiske forbindelser
 - 2.5 Andre residualer til luft
 - 3. Emissioner til vand**
 - 3.1 Eutrofierende stoffer
 - 3.2 Metalforbindelser
 - 3.2 Organiske forbindelser
 - 3.4 Andre residualer til vand
 - 4. Spredning af produkter og spredte tab**
 - 4.1 Spredning af produkter
 - 4.2 Spredte tab
 - 5. Returvand og memoposter til brug for materialebalanceopgørelser**
 - 5.1 Returvand (herunder kølevand)
 - 5.2 Vanddamp fra forbrænding
 - 5.3 Vanddamp fra produkter
 - 5.4 Respiration fra mennesker og husdyr (CO₂ og vanddamp)
-

Kilde: SEEA (2001), se også bilag 1

<i>Opgørelsernes dimensionering</i>	Konkrete opgørelser af miljøpåvirkninger i form af udledte residualer kan tage udgangspunkt i ovenstående eller lignende klassifikationer, men må i øvrigt tilpasses til de analyser, der ønskes foretaget og til de praktiske muligheder for at foretage opgørelserne. I praksis må opgørelserne også tilføjes forskellige dimensioner, afhængigt af om man ønsker at belyse udledningernes oprindelse, deres destination eller hvilket miljøtema, de er knyttet til.
<i>Residualernes oprindelse</i>	Beskrivelsen af miljøpåvirkningernes oprindelse vil ofte være drivkraftorienteret, idet der fokuseres på, hvilke dele i samfundet der giver anledning til udledningerne. Man ser ofte en forholdsvis grov gruppering af samfundet i sektorer såsom landbrug, industri, energi mv., men i nogle tilfælde findes også finere opdelinger knyttet til de økonomiske aktiviteter. Opdelingerne er dog oftest teknisk i stedet for økonomisk orienterede, fx i tilfælde hvor udledningerne knyttes an til bestemte anlægstyper såsom kraftværker inddelt efter størrelse eller teknologi. Opgørelsen af oprindelsen kan endvidere være geografisk ved at angive fra hvilke områder eller lande, udledningerne kommer. En geografisk opdeling, hvor de i udlandet genererede påvirkninger er medtaget, er vigtig - for det første i relation til en opgørelse af de samlede påvirkninger og for det andet i relation til en vurdering af responsmulighederne over for påvirkningerne.

Boks 4.4 Overordnet materialebalance for dansk økonomi og opgørelse af samlet residualmængde

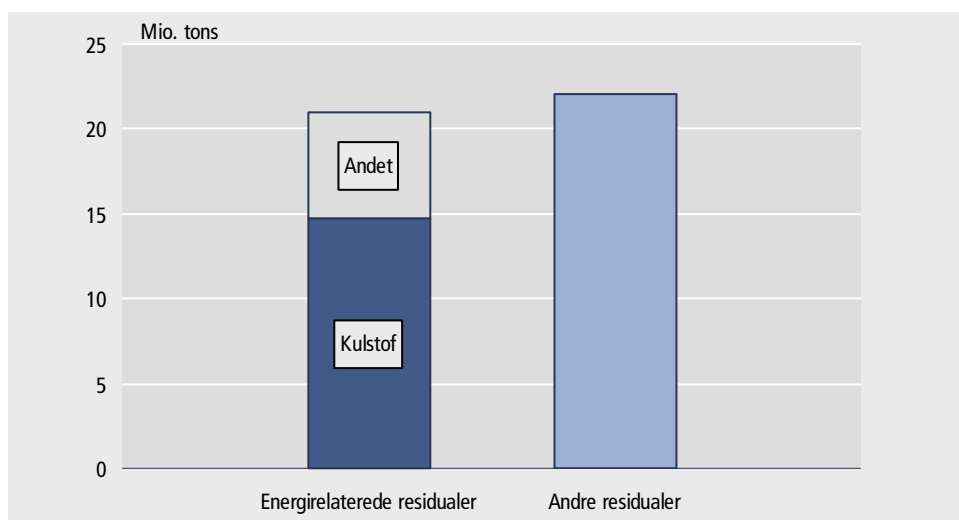
Tabellen nedenfor viser en overordnet materialebalance for Danmark for 1990. På tilgangssiden er medtaget den indenlandske ressourceudvinding, de importerede varer samt visse typer genanvendte produkter og vand tilført produkter. Andre typer vand kunne principielt medtages på såvel inputsiden som outputsiden, men internationalt er der ikke tradition for at gøre dette, fordi mængderne af vand er meget store i forhold til de øvrige materialestrømme, jf. Eurostat (2001a). Det samme forhold gælder for fx forbrændingsluft. På outputsiden findes mængden af eksporterede og akkumulerede varer samt residualerne. Det ses, at vægten af input og output balancerer.

Overordnet materialebalance for dansk økonomi - Alle varer 1990

Oprindelse/tilgang	Mio. tons	Destination/anvendelse	Mio. tons
Import	38,3	Eksport	25,2
Danske ressourcer	79,6	Kapitalapparat	58,7
Genbrug af affald ¹	2,4	Lager	-3,1
Vand tilført produkter	3,3	Residualer	42,8
I alt	123,6	I alt	123,6

¹Omfatter kun visse typer genbrug

En første grov opdeling af residualmængden på 42,8 mio. tons kan foretages på baggrund af en opdeling af inputs i forskellige vare- og materialetyper. Knap halvdelen af den samlede residualmængde er knyttet til inputtet af energi, og kulstof (C) udgør hovedparten heraf. Som følge af at der på inputsiden ikke er medtaget forbrændingsluft, er det kulstof og ikke kuldioxid, CO₂, der er det relevante residualbegreb i denne sammenhæng. Hvis luft medtages på inputsiden, stiger residualmængderne betragteligt, idet de knap 15 mio. tons kulstof så erstattes af ca. 53 mio. tons CO₂. Resten af de energirelaterede residualer udgøres af bl.a. flyveaske, afsvovlingsprodukter og svovl i SO₂.

Residualer fra den danske økonomi 1990

Kilde: Gravgård Pedersen (1999a)

Residualernes destination Opgørelser, der fokuserer på destinationen af påvirkningerne kan opdeles efter geografisk område, efter medie eller efter tema. Når der ses bort fra miljøpåvirkninger, der har en global karakter, fx CO₂-udslip, er den geografiske opdeling af destinationen vigtig, såfremt virkningen af udledningerne skal vurderes på et senere trin i analysen. Opdelingen efter medier (jf. afsnit 3.1.3) er delvis indbygget i den i tabel 4.4 viste klassifikation, idet luft og vand som destination indgår eksplicit. Residualerne i de tre øvrige kategorier kan derimod i princippet have destination i forskellige medier. Den temaorienterede tilgang er baseret på en gruppering af residualerne efter hvilke temaer, de har betydning for - fx forsurening, klimaeffekt, eutrofiering (jf. afsnit 3.1.5). Efterfølgende kan de forskellige residualer sammenvejes efter deres skadevirkning med henblik på at opnå en samlet indikator for miljøtemaet. Tabel 4.5 viser eksempler på sammenvejningsfaktorer for residualer relateret til miljøtemaerne drivhuseffekt, ozonlag, ozon (fotokemisk luftforurening) og forsurening.

Tabel 4.5 Eksempel på konverteringsfaktorer til temaorienteret opgørelse af miljøpåvirkning

	Drivhuseffekt	Ozonlag	Ozon som fotokemisk luftforurening	Forsuring
CO ₂	1			
N ₂ O	310			
CH ₄	21		0,014	
CFC12	8 500	1		
CFC13	5 000	1		
CFC113	9 300	0,8		
CFC114	9 200	1		
CFC115		0,6		
Halon 1211	5 600	3		
Halon 1301	5 600	10		
NM-VOCs			1	
CO			0,11	
NO _x			1,22	21,74
SO ₂				31,25
NH ₃				58,82

Kilde: SEEA (2001)

Brutto- og nettoopgørelser Residualer kan opgøres brutto eller netto. Forskellen mellem de to størrelser udgøres af behandling, deponering eller genbrug af residualer. I de tilfælde, hvor forskellen mellem brutto- og nettoopgørelser er betydelige, eller hvor det i øvrigt er af betydning at belyse omfanget af behandling, deponering eller genbrug, kan det for at skabe konsistens i opgørelserne anbefales, at oprindelsessiden opgøres brutto, mens destinationssiden dels indeholder en postering for behandling mv., dels en postering for netto-residualerne. Denne form for eksplicit regnskabsføring af behandlingen anbefales i SEEA 2000, hvor den mængde residualer, der behandles, genbruges og deponeres under menneskers kontrol, betragtes som materialer, der stadig befinder sig i den økonomiske sfære. Kun netto-residualerne betragtes i SEEA 2000 som miljøpåvirkning.

Kombination af de forskellige dimensioner De forskellige tilgange til opgørelse af oprindelses- og destinationssiden af residualerne kan i princippet kombineres på forskellige måder alt efter, hvad der er hensigtsmæssigt i de enkelte tilfælde, og hvilke informationer der er tilgængelige. I visse tilfælde er det desuden en forudsætning, at opgørelserne kombineres. Boks 4.5 viser, hvorledes de forskellige dimensioner af residualopgørelser kan kobles på en konsistent måde i et egentligt udslipsregnskab.

Forskellige opgørelsesprincipper Opgørelser af residualer foretages undertiden af forskellige institutioner og efter forskellige principper. Sidstnævnte skyldes hovedsageligt, at der i de forskellige opgørelser er fokus på de forskellige dimensioner af residualerne, herunder hvorledes temaerne defineres. Således opgøres fx CO₂-udslippene i relation til drivhuseffekttemaet af DMU efter IPPC-retningslinjerne, der bl.a. udelader udslip fra international skibstransport, mens bidragene i Danmarks Statistiks miljøregnskab (jf. Danmarks Stati-

stik (2001a)) opgøres i overensstemmelse med SEEA 2000 retningslinjerne, som inkluderer al emission, der skyldes den nationale økonomiske aktivitet, således som den er registreret i nationalregnskabet, jf. Gravgård Pedersen (1999 b).

Et system for residualopgørelser

Da forskellige dimensioner og afgrænsninger af miljøtemaer i sagens natur er nyttige i forskellige sammenhænge, kan det ikke forventes, at informationsgrundlaget for miljøplanlægning kun indeholder én opgørelse for hver type residual. Da de forskellige opgørelser imidlertid kan give anledning til nogen forvirring hos brugerne, må det anbefales, at det såvel inden for institutioner som mellem institutioner sikres, at de forskellige dimensioner opgøres indenfor en konsistent og gennemskuelig systemramme. Foretages opgørelserne inden for den samme ramme, er det muligt at skabe gennemskuelighed ved at sammenstille opgørelserne i såkaldte overgangstabeller. Overgangstabellerne viser sammenhængene og forskellen mellem de forskellige opgørelser. Et eksempel er vist i tabel 4.6 for forskellige hollandske CO₂-opgørelser.

Det ses af tabellen, hvordan fire forskellige opgørelser af CO₂ hænger sammen. Den første opgørelse er IPCC (Kyoto protokol) opgørelsen. Den anden er RIVM-opgørelsen (Hollands Institut for Sundhed og Miljø) som adskiller sig fra IPCC ved, at der er korrigeret for temperaturudsving i forhold til et gennemsnitsår. Herudover offentliggør det hollandske statistikbureau (CBS) to opgørelser. Den ene vedrører emissionen fra hollandsk område. Den fremkommer fra IPCC opgørelsen ved at tage højde for afbrænding af biomasse, statistiske forskelle i de bagvedliggende energidata og potentielt CO₂-udslip fra afbrænding af plastic, som ikke er medtaget i den hollandske IPCC opgørelse. Den anden CBS-opgørelse foretages i tilknytning til NAMEA (jf. afsnit 3.2) og fås ved at tillægge de udslip som hollænderne skaber i udlandet (hollandske turister og international transport) og fratække de udslip, som udlændinge skaber i Holland. Derved fremkommer den emission, som den hollandske økonomiske aktivitet - som den er opgjort i nationalregnskabet - har givet anledning til.

Tabel 4.6 Overgangstabel for hollandske CO₂-opgørelser

	1998
	Mio. tons
1. Total, IPCC (Kyoto protokol)	183
2. Temperaturkorrektion	3
3. Total - RIVM's årlige miljørapport (=1+2)	186
4. Emissioner fra afbrænding af biomasse (brænde mm.)	4
5. Statistiske afvigelse i energistatistikkerne	-4
6. Potentiel CO ₂ fra afbrænding af plastic	-3
7. Total faktisk emission - CBS opgørelse (=1+4+5+6)	181
8. Residenter i resten af verden	26
9. Ikke-residenter i Holland	-3
10. Total emissioner fra residenter, NAMEA (CBS) (=7+8+9)	203

Forklaring:

RIVM: National Institute of Public Health and the Environment

CBS: Central Bureau of Statistics

NAMEA: National Accounting Matrix including Environmental Accounts, jf. afsnit 3.2.

Kilde SEEA (2001)

Boks 4.5 Eksempel på oprindelses- og destinationsregnskaber samt sammenvejning af luftemissioner

Nedenfor vises et emissionsregnskab for Danmark. Den første tabel viser oprindelsen af seks forskellige typer luftemissioner. Regnskabet indeholder udslip fordelt på husholdninger (privat konsum), nationalregnskabets brancher, ikke-branchefordelte udslip, udslip fra naturlige processer og grænseoverskridende udslip fra udlandet.

Destinationsregnskabet viser, hvor emissionerne ender. En del af CO₂-udslippet bindes i biomasse, og en del er grænseoverskridende emissioner fra Danmark til udlandet. Herudover emitteres der emissioner direkte i udlandet (danske skibe i udlandet). Resten er emissioner, som ender i det danske miljø, eller som har karakter af globale emissioner. Det ses, at summerne i oprindelsesregnskabet og destinationsregnskabet stemmer overens.

Endelig viser den sidste tabel for bidrag til drivhuseffekt og dansk forsuring, hvorledes de forskellige stoffer vejes sammen til samlede indikatorer for to miljøtemaer. De udledninger, der tages udgangspunkt i ved sammenvejningen, stammer fra destinationsregnskabet.

Oprindelsesregnskab for luftemissioner, Danmark 1999

	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	SO ₂	NO _x	NH ₃
	1000 tons					
Privat konsum	11.542	1	6	4	54	2
Landbrug, fiskeri og råstofudvinding	5.624	20	173	5	50	94
Industri	7.453		1	18	15	
Energi- og vandforsyning (inkl. distribution af fossil energi)	30.856	1	29	37	54	
Bygge- og anlægsvirksomhed	1.127			1	12	
Handel, hotel- og restaurationsvirks. mv.	1.374				8	
Transportvirks., post og telekommunikation	5.551			10	52	
Finansieringsvirks. mv., forretningservice	342				2	
Offentlige og personlige tjenesteydelser	846				5	
Udslip der ikke er branchefordelt:						
Diverse processer	1.522					
Spildevandsrensning og lossepladser			53			
Emissioner fra danske skibe i udlandet	15.277	1		330	417	
Menneskeskabte udslip i alt	81.515	24	263	406	669	96
Naturlige udslip		8	354			
Grænseoverskridende emissioner fra udlandet				59	68	14
Oprindelse i alt	81.515	31	618	465	737	110

Destinationsregnskab for luftemissioner, Danmark 1999

	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	SO ₂	NO _x	NH ₃
	1000 tons					
Binding af CO ₂ i vedvarende energi	7.545					
Påvirkning af dansk miljø				88	170	40
Grænseoverskridende emissioner til udlandet				47	151	70
Danske udslip der påvirker det globale miljø	73.970	31	618			
Danske udslip der finder sted i udlandet og påvirker udenlandsk miljø				330	417	
Destination i alt	81.515	31	618	465	737	110

Drivhuseffekt og forsuring, Danmark 1999

	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	Total	SO ₂	NO _x	NH ₃	Total
Drivhus effekt								
1. Destination globalt miljø, 1000 tons	73.970	31	618					
2. Drivhuseffekt-vægte, GWP/kg	1	310	21					
3. GWP bidrag, mio. GWP (1*2)	73.970	9.684	12.969	96.623				
Dansk forsuring								
4. Destination dansk miljø, 1000 tons					88	170	40	
5. Forsurings-vægte, mol PAE/gram					0,031	0,022	0,059	
6. PAE-bidrag, 10⁹ mol PAE (4*5)					2,8	3,7	2,3	9

4.3.3 Input-output analyse af sammenhængen mellem drivkræfter og miljøpåvirkninger

<i>Input-output satellitregnskaber</i>	<p>I forbindelse med mange analyser af sammenhængen mellem drivkræfter og miljøpåvirkninger er det fordelagtigt, at informationer om miljøpåvirkningernes oprindelse foreligger på et detaljeringsniveau og med udgangspunkt i samme definitioner og klassifikationer, som anvendes i nationalregnskabet. Derved sikres en høj grad af operationalitet i analyserne og i fortolkningen af resultaterne.</p> <p>Dette er baggrunden for opstillingen af den del af de grønne nationalregnskaber, som omfattes af regnskaber for de fysiske strømme mellem miljøet og økonomien (se afsnit 3.2). I dansk sammenhæng er disse regnskaber opbygget som satellitregnskaber til nationalregnskabets input-output tabeller.</p>
<i>Input-output tabellernes information</i>	<p>For hver af nationalregnskabets 130 brancher indeholder input-output tabellerne bl.a. information om værdien af følgende:</p> <ul style="list-style-type: none"> • leverancer af produkter til og fra hver af de andre brancher • leverancer til den endelige anvendelse (forbrug, investeringer, eksport) • import • lønninger, afgifter og subsidier • produktionsværdi og værditilvækst
<i>Miljøpåvirkninger</i>	<p>I princippet kan alle former for nationale miljøpåvirkninger, der har rod i den økonomiske aktivitet, kobles til input-output systemet (og efterfølgende input-output beregninger af direkte og indirekte effekter), men foreløbig er det kun energiforbrug, vandforbrug og visse former for luftemissioner, der er omfattet af Danmarks Statistiks miljøregnskabssystem for fysiske strømme af ressourcer og residualer, jf. Danmarks Statistik (2001a) og Bie & Simonsen (1999).</p>
<i>Konkret regnskab</i>	<p>Tabel 4.7 viser på aggregeret form input-output tabellen for 1997 (mørk markering) med tilknyttet satellitregnskab for miljøpåvirkninger i form af energi- og vandforbrug samt udslip til luft. Oplysningerne om ressourceforbruget findes under selve input-output tabellen, mens oplysningerne om residualerne findes til højre for denne. Ved at opstille regnskabet på denne form tydeliggøres det, at de samme klassifikationer benyttes for såvel de økonomiske aktiviteter som for miljøpåvirkningerne, selv om der benyttes forskellige enheder til beskrivelsen af de forskellige dele. Det er derfor umiddelbart muligt fx for en given branche at aflæse informationer om produktionsværdi, energi- og vandforbrug samt residualer. Den viste tabel er et eksempel på en simpel NAMEA tabel (jf. afsnit 3.2). Alle oplysninger findes i det mere detaljerede regnskab opgjort for hver af de 130 brancher i nationalregnskabet. Tilsvarende indeholder regnskabet mere detaljerede oplysninger om miljøpåvirkningerne. Energiforbrugsoplysninger foreligger for 40 forskellige energityper, og udslipsoplysninger findes for forskellige udslipstyper (40 typer energi, ikke-energirelaterede emissioner, mobile kilder mv.). Ud over de viste oplysninger findes der desuden i regnskabet information om en række ikke-branchefordelte miljøpåvirkninger, grænseoverskridende emissioner og emissionernes bidrag til drivhuseffekt og forsurening (se også boks 4.5).</p>
<i>Modelberegninger af sammenhæng mellem produktion og endelig anvendelse</i>	<p>Tabellens informationer om leverancerne af varer og tjenester mellem erhverv samt mellem erhverv og endelig anvendelse muliggør input-output beregninger af den afledte produktion i andre brancher som følge af aktiviteter i en branche. Dermed bliver det muligt at koble den samlede produktion i brancherne sammen med den endelige anvendelse, som egentlig har forårsaget produktionsaktiviteterne. (I afsnit 4.2.3 er denne kobling også omtalt, og der er givet et eksempel på beregning af sammenhængen mellem endelig anvendelse og produktion).</p>

<i>Branchernes direkte og indirekte udslip</i>	Tabellens sidste fire søjler vedrører branchernes direkte og indirekte CO ₂ -udslip. Ved opgørelsen af de direkte og indirekte CO ₂ -udslip fra en branche tages der for at undgå dobbeltregning udgangspunkt i, hvor meget branchen leverer til endelig anvendelse (dvs. den del af produktionen, der ikke leveres til andre brancher som rå- og hjælpestoffer). Ud fra denne del af produktionen beregnes den produktion, der kræves i samtlige brancher, når der tages hensyn til, at der skal leveres rå- og hjælpestoffer på kryds og tværs i økonomien for at den første branche kan realisere produktionen af varer til endelig anvendelse. En enkelt branches indirekte udslip omfatter altså udslip i alle øvrige brancher.
<i>Udslip i Danmark og i udlandet</i>	Søjlen for globale direkte og indirekte udslip i 1000 tons (søjle 4) medregner de udslip, der finder sted i udlandet som følge af dettes direkte og indirekte produktion, der er nødvendig for at realisere eksporten til Danmark. Søjlen for danske direkte og indirekte udslip (søjle 6) medregner kun udslippene som følge af indirekte produktion i Danmark. Forskellen mellem de to søjler svarer til udslip, der finder sted i udlandet som følge af den produktion, der direkte og indirekte skabes i forskellige udenlandske virksomheder ved produktion til endelig anvendelse i Danmark.
<i>Relative udslip</i>	Søjlerne for direkte og indirekte udslip pr. mio. kr. udtrykker udslippene i forhold til værdien af leverancerne fra brancherne til endelig anvendelse. I det globale tal (søjle 5) er emissionen sat i forhold til værdien af den danske endelige anvendelse af såvel danske som udenlandske produkter, mens det relative direkte og indirekte udslip i Danmark er beregnet i forhold til værdien af den danske endelige anvendelse. Under antagelse om at forholdet mellem direkte og indirekte udslip og værdien af leverancer til endelig anvendelse er konstant, kan disse faktorer benyttes i forbindelse med fremskrivninger og konsekvensberegninger, jf. afsnit 5.3.
<i>Branchernes emission fordelt på forårsagende endelig anvendelse</i>	I tabel 4.9 ses resultatet af en beregning af de direkte og indirekte CO ₂ -emissioner som kan henføres til leverancerne fra hovedgrupper af brancher til forskellige hovedkategorier af endelig anvendelse. Denne tabel svarer til tabel 4.2 i afsnit 4.2.3 vedr. koblingen mellem branchernes produktion og den endelige anvendelse.
<i>Detaljeret opdeling af den endelige anvendelse</i>	I tabel 4.10 er branchedimensionen udeladt, men til gengæld er der foretaget en opdeling på kategorier af endelig anvendelse.

Tabel 4.9 Erhvervenes emission af CO₂ fordelt på forårsagende endelig anvendelse 1997

		I alt		Heraf forårsaget af				
		Privat konsum	Offentligt konsum	Investeringer, bygge- og anlæg	Investeringer, andet	Eksport af varer og tjenester	Øvrige endelige anvendelser	
		1000 tons						
Opgørelse på erhvervshovedgrupper								
1	Landbrug, fiskeri og råstofudvinding	5 049	1 122	186	162	78	3 434	69
2	Industri	7 804	1 488	287	1 076	297	4 395	261
3	Energi- og vandforsyning	37 542	21 172	3 542	979	1 104	10 414	332
4	Bygge- og anlægsvirksomhed	1 053	167	75	761	8	35	7
5	Handel, hotel- og restaurationvirks. mv.	1 327	663	57	70	162	365	9
6	Transportvirks., post og telekommunikation	5 897	1 563	549	285	254	3 203	43
7	Finansieringsvirks. mv., forretningsservice	374	135	56	51	34	69	29
8	Offentlige og personlige tjenesteydelser	1 019	228	726	11	15	37	3
Erhverv i alt		60 065	26 538	5 479	3 394	1 950	21 951	753

Kilde: Danmarks Statistik (2001a)

<i>De endelige anvendelsers direkte og indirekte udslip</i>	Kun de endelige anvendelser af <i>elektricitet og brændsel</i> samt <i>anden transport og kommunikation</i> giver anledning til direkte emissioner. Disse emissioner finder sted i forbindelse med husholdningernes anvendelse af energivarer. Fortolkningen af de enkelte søjler i tabellen svarer i øvrigt helt til fortolkningen af søjlerne i tabel 4.8 ovenfor. Eksempelvis er det direkte og indirekte udslip i Danmark i forbindelse med endelig anvendelse af fødevarer udtryk for det totale udslip af CO ₂ , der forårsages af selve produktionen, tillagt de udslip, som skabes via produktion af rå- og hjælpestoffer, der skal leveres på kryds og tværs af brancherne, for at produktionen af de pågældende fødevarer i sidste ende kan lade gøre.
<i>Udenlandske turister</i>	I tabellen optræder der negative poster ud for kategorien turistindtægter. Dette hænger sammen med, at de emissioner, der er foranlediget af udenlandske turisternes forbrug i Danmark er medregnet under de øvrige kategorier for privat konsum. Disse udslip modregnes for at opnå, at posten privat konsum i alt kun medtager de udslip, der skyldes danske residenters endelige anvendelse. Som det fremgår af søjlen for de direkte emissioner, tillægges emissioner forårsaget af udenlandske turisternes forbrug til gengæld under eksporten.
<i>Detaljerede oplysninger</i>	De viste tabeller er aggregerede. På det mest detaljerede niveau indeholder regnskaberne en opdeling på 130 brancher og ca. 100 kategorier af endelig anvendelse, herunder en opdeling på mere detaljerede konsumgrupper for såvel det private som det offentlige konsum.
<i>Andre miljøpåvirkninger</i>	Danmarks Statistik foretager årligt denne type beregninger for energiforbrug (såvel fysiske og økonomiske opgørelser), otte typer luftemission (CO ₂ , SO ₂ , NO _x , CH ₄ , N ₂ O, CO, NH ₃ , NMVOC) samt vandforbrug. Det er således et begrænset antal miljøpåvirkninger, der på nuværende tidspunkt er omfattet af systemet, men i princippet kan alle typer miljøpåvirkninger, der er knyttet nogenlunde proportionalt til produktionsniveauet i brancherne på lignende vis kobles til drivkræfterne.
<i>Andre typer input-output beregninger</i>	Boks 4.6 giver et eksempel på en lidt anden type input-output beregninger, hvor der fokuseres på udviklingen over tid i stedet for på strukturen i et enkelt år.

Tabel 4.10 De endelige anvendelsers direkte og indirekte emission af CO₂ 1997

	Direkte		Direkte og indirekte			
			Globalt		I Danmark	
	1000 tons	1000 tons pr. mio. kr.	1000 tons	1000 tons pr. mio. kr.	1000 tons	1000 tons pr. mio. kr.
10 Fødevarer	-	-	4 569	0,07	2 576	0,04
20 Drikkevarer og tobak	-	-	1 326	0,04	740	0,02
30 Beklædning og fodtøj	-	-	1 059	0,04	388	0,01
40 Boligbenyttelse	-	-	1 683	0,01	1 188	0,01
45 Elektricitet og brændsel	6 201	0,19	22 923	0,71	22 216	0,69
50 Boligudstyr, husholdningstjenester mv.	-	-	1 309	0,04	619	0,02
60 Medicin, lægeudgifter o.l.	-	-	369	0,03	223	0,02
71 Anskaffelse af køretøjer	-	-	963	0,03	230	0,01
79 Anden transport og kommunikation	5 967	0,11	8 956	0,17	7 731	0,15
91 Fritidsudstyr, underholdning og rejser	-	-	2 644	0,04	1 669	0,03
97 Andre varer og tjenester	-	-	2 523	0,03	1 570	0,02
9980 Turistindtægter	-1 187	0,06	-2 168	0,10	-1 749	0,08
Foreninger, organisationer mv.	-	-	143	0,02	116	0,01
Privat konsum i alt	10 981	0,02	46 298	0,08	37 518	0,07
Offentligt konsum	-	-	7 184	0,03	5 479	0,02
Investeringer i alt	-	-	9 929	0,05	5 344	0,02
Lagerforskydninger	-	-	1 136	0,10	445	0,04
Eksport af varer og tjenester	1 187	0,00	44 899	0,11	23 138	0,06
Indirekte målte finansielle formidlingstjenester	-	-	394	0,01	309	0,01
Endelig anvendelse i alt	12 167	0,01	109 839	0,07	72 233	0,05

Kilde: Danmarks Statistik (2001a)

Boks 4.6 Dekomponering af miljøpåvirkninger på underliggende drivkræfter vha. input-output modellering

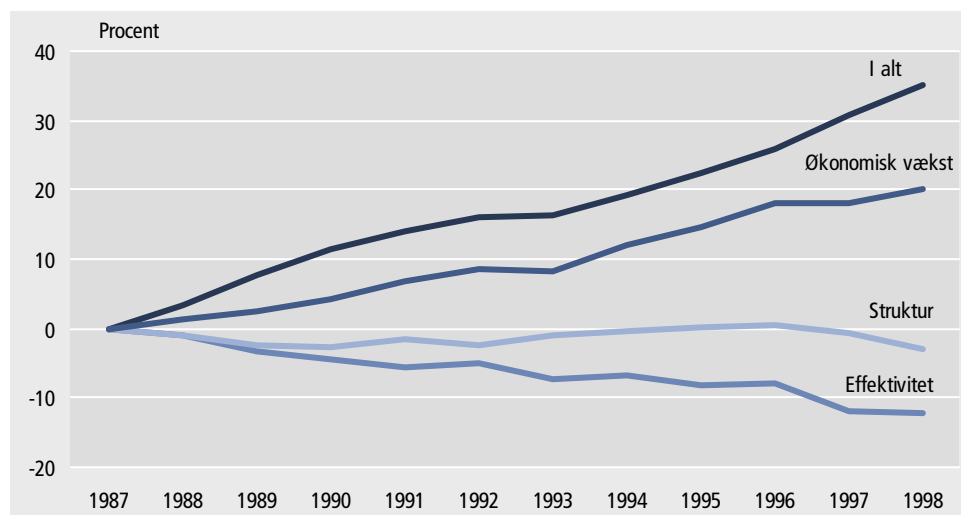
Ved hjælp af tidsserier med input-output tabeller og tilhørende satellitregnskaber for fx CO₂-emissioner er det muligt at opstille modeller, som er i stand til at dekomponere udviklingen i CO₂-emissionen på de underliggende drivkræfter i form af økonomisk vækst, strukturen i økonomien samt CO₂-effektiviteten, dvs. CO₂-emission pr. produceret krone.

Figuren og tabellen herunder viser eksempler på resultaterne af en sådan dekomponering af udviklingen i CO₂-emissionerne i Holland hhv. Storbritannien. Den økonomiske vækst, dvs. væksten i produktion og forbrug ville - alt andet lige - have øget CO₂-emissionen med 35 pct. for Hollands vedkommende og med godt 14 pct. for Storbritanniens vedkommende. For Holland dækker tallene perioden 1987-1998 og for Storbritannien perioden 1990-1998. Ændringer i den økonomiske struktur, fx fra CO₂-tung industriproduktion til produktion af tjenester, har dog reduceret CO₂-udslippet med hhv. 2,9 pct. og 1,1 pct. Effektivitetsforøgelser i form af mindre udslip pr. produceret enhed har imidlertid haft langt større betydning. Effektivitetsforøgelserne kan bl.a. skyldes en reduktion i energiintensiteten og et skift til mindre CO₂-tunge brændsler. Effektivitetsforøgelserne har betydet en reduktion af CO₂-emissionerne på hhv. 12,1 pct. hhv. 20,7 pct. for Holland og Storbritannien.

Strukturændringer og effektivitetsforøgelser har i Holland ikke været i stand til at opveje den kraftige stigning i CO₂-emissionerne forårsaget af den økonomiske vækst. Den samlede CO₂-emission er således steget med 20 pct. over perioden 1987-1998. I Storbritannien er den noget mindre vækstbetingede stigning i CO₂-emissionerne i perioden 1990-1998 mere end opvejet af et fald i udslippene forårsaget af strukturændringer og større effektivitet.

Lignende beregninger for Danmarks findes beskrevet i Wier (1998) og Munksgaard m.fl. (1998).

Dekomponering af væksten i hollandske CO₂-emissioner 1987 - 1998



Dekomponering af de procentvise ændringer i branchernes CO₂ emissioner i Holland og Storbritannien

	Holland, 1987-1998				Storbritannien 1990-1998			
	Ændring i alt	Heraf forårsaget af			Ændring i alt	Heraf forårsaget af		
		Effektivitet	Struktur	Økonomisk vækst		Effektivitet	Struktur	Økonomisk vækst
Landbrug, skovbrug og fiskeri	1,0	-0,2	-1,8	3,0	0,1	0,1	-0,2	0,2
Minedrift og fremstillingsvirksomhed	4,1	-6,8	-1,7	12,6	-0,3	-2,3	-3,0	5,0
Energi- og vandforsyning	6,5	1,2	-4,4	9,7	-10,2	-14,7	-0,8	5,3
Tjenester samt bygge og anlæg	8,6	-6,3	5,1	9,8	3,1	-3,8	2,9	3,9
I alt	20,2	-12,1	-2,9	35,1	-7,4	-20,7	-1,1	14,4

Kilde: de Haan (2001) og SEEA (2001)

4.3.4 Effektivitet med hensyn til miljøpåvirkning - økoefficiens og afkobling

Ved vurdering af miljøpåvirkninger over tid opstår spørgsmålet om effektivitet og intensitet, dvs. om hvorledes miljøpåvirkningerne udvikler sig i forhold andre faktorer af relevans for udviklingen.

<i>Miljøpåvirkning og ydelse</i>	Det er relevant at sætte tre typer af faktorer i forhold til hinanden i forbindelse med effektivitets- og intensitetsmål for miljøpåvirkninger: ressourceindsats, udslip af residualer og ydelse. Indsats af naturressourcer og udslip af residualer omfatter miljøpåvirkningsdelen, mens ydelse her bruges som en generel betegnelse for det, der kommer ud af den aktivitet, som giver anledning til miljøpåvirkningerne. På mikroplanet er det fx antal kilometer, der køres i bil, mens det typisk vil være produktionsværdi eller bruttonationalprodukt på makroplan.
<i>Teknisk effektivitet</i>	Den tekniske effektivitet for en proces eller et system kan beregnes ved at dividere residualmængden med ressourceindsatsen, eksempelvis SO ₂ -udslip pr. enhed brugt energi. Et fald i denne indikator vil være udtryk for en stigende effektivitet, idet man er blevet bedre til at forhindre udslip, fx fordi man har indført svovlrensning.
<i>Teknisk effektivitet og materialebalance-princippet</i>	Ved vurdering af den tekniske effektivitet må det tages i betragtning, om en øget effektivitet for et enkelt stofs vedkommende har medført en forringelse af effektiviteten for et andet stofs vedkommende, eller om problemerne blot er forskudt tidsmæssigt via akkumulation. I relation til de helt overordnede materialestrømsregnskaber, som blev omtalt i afsnit 4.3.1, betyder dette faktisk, at det kun midlertidigt er muligt at øge den tekniske effektivitet, idet der på det overordnede plan altid vil være lighed mellem input til økonomien og mængden af residualer, der forlader økonomien igen (bortset fra en midlertidig akkumulation i økonomien). En forøgelse af den tekniske effektivitet for enkeltstoffer kan dog naturligvis være nyttig, da det kan være udtryk for, at skadelige stoffer er omdannet til uskadelige.
<i>Miljøpåvirkningsintensitet</i>	Miljøpåvirkningen kan også ses i forhold til variable, der måler den ydelse, der i en eller anden forstand er formålet med den miljøpåvirkende aktivitet, fx energiforbrug eller luftemission i forhold til antal kørte kilometer, produktionsværdi, værditilvækst eller forbrug. De koefficienter for CO ₂ -udslip, der optræder i tabellerne i afsnit 4.3.3 er alle eksempler på indikatorer for intensiteten af miljøpåvirkningerne og systemets effektivitet i forhold til miljøpåvirkningerne.
<i>Overordnet systemmæssig effektivitet</i>	Ændringer i ressource- eller residualintensiteterne kan dække over ændringer i de tekniske effektiviteter, men de kan også være udtryk for, at det betragtede system har ændret karakter. På det overordnede samfundsmæssige plan kan en ændring i den samlede ydelseseffektivitet således skyldes, at strukturen i økonomien, dvs. sammensætningen af produktion og/eller forbrug, har ændret sig. Hvis W betegner mængden af residualer, R betegner ressourceforbrug og Y betegner ydelsen, gælder i øvrigt, at $W/Y = (W/R) * (R/Y)$ som udtrykker, at residualintensiteten er et produkt af den tekniske effektivitet og ydelsens ressourceintensitet.
<i>Økoefficiens</i>	Undertiden benyttes begrebet økoefficiens, der fx af det Europæiske Miljøagentur defineres som mængden af "miljø", der bruges pr. enhed "økonomisk aktivitet" (EEA, 2001b, p. 16). Dette begreb svarer nærmest til de ovenfor omtalte mål for ressourceintensitet og residualintensitet, idet definitionen af økointensitet dog åbner for, at nævneren i indikatoren kan være input (fx arbejdskraft, vareforbrug, realkapitalindsats) i stedet for output eller ydelse fra den økonomiske aktivitet. Generelt må det dog anbefales, at effektivitetsindikatorerne opstilles ud fra outputtet fra den økonomiske aktivitet i stedet for inputtet, idet man hermed opnår, at effektivitetsforbed-

ringer i den økonomiske aktivitet, fx bedre udnyttelse af indsatsfaktorerne, også afspejles i indikatorerne.

Enheders miljøpåvirkning Alternativt til beregning af effektivitets- eller intensitetsmål for miljøpåvirkningen kan indikatorerne beregnes på baggrund af antal enheder, der står bag miljøpåvirkningen, fx antal husstande, antal biler, antal landbrug mv. Selv om sådanne indikatorer kan være interessante, fordi de sammenfatter en lang række forhold (fx husholdningernes størrelse, forbrug, forbrugssammensætning mv.) er de mindre anvendelige til analyser af, hvilke drivkræfter der ligger bag miljøpåvirkningen, og hvilke responsmuligheder der i sidste ende skal benyttes for at ændre miljøpåvirkningen.

Afkobling Begrebet (relativ) afkobling (decoupling) bruges til at betegne faldende miljøpåvirkningsintensitet. En relativ afkobling vil alt andet lige være ønskværdig, men økoefficiensindikatorer og relative miljøpåvirkningsindikatorer kan ikke isoleret set bruges til at vurdere om miljøpåvirkningen har været nedadgående. Eksemplet i boks 4.6 ovenfor illustrerer, hvordan der både i Holland og Storbritannien har fundet en formindskelse af CO₂-intensiteten (øget økoefficiens), men kun i Storbritannien har dette givet sig udslag i en formindsket miljøpåvirkning (absolut afkobling).

4.4 States

Beholdningsopgørelse DPSIR-kædens miljøpåvirkningsdel (pressure-delen) omhandler hovedsageligt strømme af materialer fra en oprindelse til en destination i en given tidsperiode. I modsætning hertil omhandler state- eller miljøtilstandsdelene beholdninger, idet der er tale om at se på mængden eller kvaliteten af ressourcer og miljø opgjort på et bestemt tidspunkt. I bred forstand omfatter miljøtilstandsdelene fornybare og udtømmelige naturressourcer samt i princippet alle miljøforhold i form af natur- og landskabstyper, økosystemer, flora og fauna mv. Der findes næppe nogen entydig eller dækkende liste over ressource- og miljøforhold, og i konkrete tilfælde må opgørelserne foretages ud fra pragmatiske overvejelser over, hvilke problemstillinger der er relevante og hvilke data, der er tilgængelige. Som udgangspunkt og checkliste kan man fx benytte klassifikationen af miljøaktiver i SEEA 2000, der bl.a. omfatter forskellige typer af jord (areal) og økosystemer. Klassifikationen af miljøaktiver i SEEA 2000 er beskrevet nedenfor.

Kvantitet og kvalitet Mens det for naturressourcer er oplagt, at beholdninger kan opgøres på et bestemt tidspunkt, er det vanskeligere med miljøforhold generelt, idet disse ofte i højere grad er karakteriseret ved kvalitetsaspekter end af egentlige fysiske volumenmæssige forhold. Naturmængden vedrører arten og udstrækningen af forskellige naturtyper, og kvaliteten vedrører, hvor godt de forskellige naturtyper og den hertil knyttede flora og fauna har det.

Inddeling i kvalitetsklasser For at beskrive kvalitetsaspekterne kan der foretages en inddeling af det pågældende miljøaspekt i kvalitetsklasser, fx beholdninger af drikkevand inddelt efter hvor meget nitratindhold der er i vandet. For de egentlige ressourcer kan en inddeling i kvalitetsklasser også være relevant i relation til vurdering af relativ knaphed, jf. afsnit 4.3.1.

Fysiske enheder - ingen prissætning Miljøtilstand opgøres typisk i traditionelle fysiske enheder som ton, kubikmeter, liter, kvadratmeter eller antal. Som udgangspunkt omfatter miljøtilstandsdelene derimod ikke pengemæssig værdisætning af hverken naturressourcer eller bløde miljøforhold. Pris- og værdisætning hører mere naturligt hjemme i DPSIR-kædens impact-del, jf. afsnit 4.5.

Klassifikation af states SEEA 2000 opererer med følgende overordnede klassifikation:

- Naturressourcer
- Jordarealer og overfladevand

- Økosystemer
- Ikke-materielle miljørelaterede aktiver

*Fast realkapital,
kulturminder mm.*

Ud over disse miljøaktiver er det i en række miljømæssige analyser også relevant at se på faste realaktiver i form af bygninger, maskiner, transportmidler mv. Disse aktiver kan i lighed med de nævnte miljøaktiver være udsat for miljøpåvirkninger, der reducerer deres funktion og værdi, fx kan bygninger, herunder kulturminder, påvirkes af luftforurening. I denne sammenhæng ser vi imidlertid bort fra denne type aktiver.

Klassifikationen gennemgås i de følgende afsnit. I bilag 2 er klassifikationen vist i sin helhed og på det mest detaljerede niveau (5 niveauer).

4.4.1 Naturressourcer

*Definition af
naturressourcer*

Naturressourcer defineres i SEEA 2000 som de dele af miljøet, der giver brugsværdi ved at levere input i form af materialer og energi til økonomisk aktivitet - eller som på et tidspunkt i fremtiden vil levere brugsværdi. Beholdningerne af naturressourcer omfatter dermed alle materialer i miljøet, som ville kunne give brugsværdi, hvis de blev udvundet, uanset de nuværende eller fremtidige tekniske og økonomiske muligheder herfor. Ud fra denne bruttomængde kan der så foretages underinddelinger efter fx de tekniske og økonomiske muligheder for at udvinde.

SEEA 2000 foretager en overordnet inddeling af naturressourcerne i fire grupper: mineraler og energi, jord, vand og biologiske ressourcer, jf. tabel 4.11.

*Mineraler
og energi*

Den i første hovedgruppe indeholdte energi omfatter kun fossil energi, idet vedvarende energi, fx vandkraft og vindkraft, ikke kan opgøres som beholdninger. Man kan dog evt. supplere med kapacitetsopgørelser i form af vedvarende energi, der kan leveres inden for restlevetiden af det kapitalapparat (vindmøller mv.), der ligger til grund for udnyttelsen af den vedvarende energi.

Jord

Som naturressource omfatter jord de mængder, der anvendes til landbrugsformål og andre volumenmæssige anvendelser. Mængderne opgøres i denne sammenhæng i tons eller kubikmeter. SEEA 2000 nævner, at det for visse landes vedkommende kan være relevant at opgøre beholdningen af muldjord, hvis der er tradition for at flytte den fra et sted til et andet for at øge landbrugsjordens kvalitet. Anden jord omfatter jord, der udgraves til anlægsopgaver mv. Overordnede opgørelser af jordmængder på nationalt plan har formentlig begrænset relevans, men kan måske have det på det regionale eller lokale plan. Størst betydning har det dog formentlig at opgøre ændringer i jordmængden i forbindelse med erosion af landbrugsjord. Der findes således opgørelser, der viser, at der på visse landbrugsområder i Østrig er en årlig erosion af jord i størrelsesordenen 9 tons/ha, jf. EEA (1999b) p. 189.

Foruden den volumenmæssige opgørelse af jord som naturressource opgøres jord arealmæssigt, jf. afsnit 4.4.2.

Vand

Som naturressourcer medregnes ud over grundvand i princippet også overfladevand i kunstige og naturlige vandreservoirer og vandløb. I praksis er det nødvendigt at afgrænse disse mængder ud fra den faktiske og potentielle brug af vandet. Således giver det næppe mening at opgøre de samlede vandmængder i de danske søer. Tilsvarende er det meningsløst at foretage beholdningsopgørelser for vandet i havene, selv om havvand fx bruges til kølingsformål. Afgrænsningen af hvilke typer vand, der skal medtages, kan bl.a. tage udgangspunkt i de mængder, der er velegnede til drikkevand eller vandingsformål, og som potentielt udvindes.

Tabel 4.11 Klassifikation af naturressourcer (SEEA 2000)

EA. 1 Naturressourcer
EA.11 Mineraler og energi
EA.111 Fossile brændstoffer (kubikmeter, ton, olieækvivalenter, joule)
EA.112 Metalliske mineraler (ton)
EA.113 Ikke-metalliske mineraler (ton)
EA.12 Jord (kubikmeter, ton)
EA.121 Landbrug
EA.122 Ikke-landbrug
EA.13 Vand (kubikmeter)
EA.131 Overfladevand
EA.132 Grundvand
EA.14 Biologiske ressourcer
EA.141 Tømmer (kubikmeter, hektar)
EA.142 Afgrøder og planteressourcer, andet end tømmer (kubikmeter, tons, antal)
EA.143 Fisk (ton, antal)
EA.144 Animalske ressourcer, andet end fisk (antal)

Kilde: SEEA (2001). Detaljeret klassifikation vises i bilag 2

Kultiverede og ikke-kultiverede biologiske ressourcer

Biologiske ressourcer eller fornybare ressourcer inddeles overordnet i tømmer, afgrøder og planteressourcer, fisk og andre animalske ressourcer. På et mere detaljeret plan indeholder klassifikationen en opdeling af hver af disse hovedgrupper i en del, der vedrører kultiverede biologiske ressourcer, og en del der vedrører ikke-kultiverede ressourcer. De kultiverede ressourcer omfatter landbrugets stambesætninger, plantager, skove mv., hvor væksten er under direkte kontrol af mennesker. Denne opdeling er først og fremmest af betydning i forbindelse med egentlige miljøregnskaber som satellitter til nationalregnskabet (jf. afsnit 3.2), idet opdelingen klargør, hvilke dele (de kultiverede) der er inkluderet i nationalregnskabets produktionskonto, og hvilke dele (de ikke-kultiverede) der ikke er det.

Inddeling i kvalitetsklasser

Ovennævnte klassifikation af naturressourcer efter art kan kombineres med en inddeling efter naturressourcernes egenskaber eller kvaliteter. Dette har ikke mindst betydning i relation til en vurdering af den relative knaphed på ressourcen.

McKelveys boks.

En af de klassiske inddelinger af naturressourcer efter egenskaber er McKelveys boks, som indfører en geologisk og økonomisk dimension for mineraler og energi. Boksen, som er illustreret i tabel 4.12, viser den geologiske dimension vandret og den økonomiske dimension lodret.

Tabel 4.12 McKelveys boks.

		Fysisk ressource-grundlag				
		Identificeret		Ikke-identificeret		
		Bevist	Sandsynlig	Mulig	Hypotetisk	Spekulativ
Økonomisk	Udnyttede	X	-	-	-	-
	Ikke-udnyttede	X	X	X	X	X
Sub-økonomisk		X	X	X	X	X
Ikke-økonomisk		X	X	X	X	X

Den geologiske dimension omhandler den sikkerhed, hvormed ressourcen foreligger. Den viste inddeling omfatter "identificerede" og "ikke-identificerede" ressourcer, som igen inddeles i påviste, sandsynlige og mulige ressourcer samt hypotetiske og spekulative ressourcer. Jo længere til højre i tabellen, jo mindre sikkerhed er der for, at ressourcen faktisk forekommer og kan udvindes. De "identificerede" ressourcer er påviste

ved prøveboringer, mens opgørelsen af de "ikke-identificerede" ressourcer er baseret på seismiske undersøgelser og geologiske modeller.

Placeringen af naturressourcen langs den økonomiske dimension afhænger af, i hvor høj grad det er profitabelt at udvinde ressourcen. Forekomster, der må antages at give overskud ved udvinding placeres for sig. Den økonomiske inddeling kan - ligesom den geologiske - foretages mere eller mindre findelt afhængigt af den sikkerhed, hvormed udvinding antages at give anledning til overskud.

Olie og naturgas Som eksempel kan nævnes, at de danske forekomster af olie og naturgas inddeles i kategorierne igangværende udvinding, besluttet udvinding, planlagt udvinding, mulig udvinding og potentielt udnyttelig udvinding. De første fire kategorier anses for økonomisk rentable at udvinde, mens der er større usikkerhed omkring den sidste kategori, som i øvrigt omfatter olie- og naturgasfelter, der endnu ikke er anberede (ikke-identificerede).

4.4.2 Jordarealer og overfladevand

Arealopgørelser udgør grundlaget for vurdering og beslutningstagen i forbindelse med overordnet fysisk planlægning, landskabsforvaltning, regionalpolitik, transportpolitik og i forbindelse med specifikke analyser på miljøområdet uanset om analyserne drejer sig om vurdering af jorden som produktionsfaktor, fx i tilknytning til landbrugsproduktion, som leverandør af reguleringsfunktioner eller som leverandør af informationstjenester (jf. afsnit 4.2.2). Systematiske og konsistente arealopgørelser er en forudsætning for at belyse konkurrencen om jord mellem de nævnte funktioner.

I denne forbindelse er det overfladen målt i hektar eller andet arealmål, der er af interesse. Det, der ligger under jordens overflade, medtages derimod ikke i opgørelsen. Forekomster af mineraler, fossil energi og jord betragtes som naturressource opgøres således i stedet i tilknytning til naturressourcekategorien, jf. afsnit 4.4.1.

To grundliggende principper kan benyttes ved arealopgørelser: arealdækkeopgørelser og arealanvendelsesopgørelser, jf. Lauritzen (2000) og Danmarks Statistik (2001b).

Arealdække Arealdækkeopgørelser drejer sig om jordens fysiske fremtrædelsesform og biofysiske overflade inkl. former skabt alene af menneskelig aktivitet. Her er tale om en overordnet opdeling i fx bebygget land, landbrugsland, skov mv. med en underopdeling i typer af bygninger, typer af landbrugsafgrøder, typer af træer mv.

Arealanvendelse Arealanvendelse beskriver de samme arealer som arealdækkeopgørelsen, men ud fra dens samfundsøkonomiske dimension. Opdelingen kan fx tage udgangspunkt i arten af de økonomiske aktiviteter, der finder sted på arealet eller i de enheder, som benytter jorden. Der kan benyttes en branchenomenklatur, som fx nationalregnskabsbrancheinddeling. Til en vis grad kan opgørelser af arealanvendelse betragtes som hørende hjemme i DPSIR-kædens P-del, da anvendelsen jo er tæt knyttet til miljøpåvirkningen. Da arealanvendelsen imidlertid opgøres på et bestemt tidspunkt, og da det er hensigtsmæssigt at se arealdække og arealanvendelse i sammenhæng, betragtes arealanvendelsen dog med fordel som en del af miljøtilstandsopgørelsen. I praksis har denne skelnen i øvrigt ingen betydning, og man kan desuden se det som et eksempel på, at indikatorer for ét led i DPSIR-kæden også kan betragtes som indikatorer for et andet led i kæden, jf. afsnit 4.1 vedrørende indirekte indikatorer.

Eksisterende klassifikationer og opgørelser Der findes forskellige klassifikationer og forslag til klassifikationer til brug for opgørelser af arealdække og arealanvendelse, fx ECE Standard Statistical Classification of Land Use, Nordisk Arealklassifikation, FAO's Land Use Classification for Agri-Environmental Statistics/Indicators og EU's LUCAS. Bortset fra LUCAS, der er det nyeste

internationale tiltag, indeholder klassifikationerne ikke en klar opdeling af arealanvendelsesdimensionen og arealdækkedimensionen, jf. Danmarks Statistik (2001b).

<i>Top10DK</i>	I Danmark udarbejder Kort og Matrikelstyrelsen TOP10DK som grundlag for topografisk kortproduktion, referenceramme for geografiske registreringer og grundlag for geografiske informationssystemer. Systemet indeholder forskelligartede oplysninger om objekter og temaer. Det drejer sig bl.a. om veje, bebyggelser, havne, vandløb, visse naturtyper, kulturminde, tekniske installationer, administrative grænser samt højdeinformation (jf. www.geodata-info.dk/ds.asp?DS=103).
<i>AIS, Areal Informations Systemet</i>	Top10DK indgår også som delgrundlag for AIS-projektet (Areal Informations Systemet), der blev gennemført i perioden 1996-2000 som et samarbejdsprojekt mellem en række institutioner. Formålet var - gennem kobling af arealdata med andre overvågningsdata - at opbygge et databasesystem for arealrelaterede natur- og miljødata. I Miljø- og Energiministeriet (2000) vises, hvordan et udbygget system kan indeholde informationer om arealanvendelse, arealdække, hydrologisk information, beskyttede naturtyper, drikkevandsinteresser, råstofområder, forurenede arealer mv. Sådanne systemer og databaser må betragtes som særdeles nyttige som udgangspunkt for analyser og som grundlag for at sikre konsistente data.
<i>SEEA 2000 Klassifikation</i>	Nedenfor er vist SEEA 2000's klassifikation af jordarealer og overfladevand. Klassifikationen må nærmest betragtes som en arealdækkedklassifikation, men den indeholder dog også en ansats til en arealanvendelsesopdeling. På andet niveau opdeles skovarealet således efter, om der er tale om dyrket eller ikke-dyrket skov. Denne skillelinje er først og fremmest medtaget for at klargøre forbindelsen til opdelingen af naturressourcerne i dyrkede og ikke-dyrkede aktiver og dermed forbindelsen til nationalregnskabs produktionskonto, jf. afsnit 4.4.1.
<i>Kombination af arealdække og arealanvendelse</i>	Principielt kan arealdækkedklassifikationen kombineres med en arealanvendelsesklassifikation ved fx at vise hvilket dække, der er på arealer, der anvendes af forskellige brancher og husholdninger. Sådanne opgørelser kan benyttes som udgangspunkt for fremskrivninger og konsekvensanalyser, hvor man kobler den økonomiske udvikling med udviklingen i arealdækket og bruger dette til at belyse det fremtidige omfang af konkurrerende miljømæssige funktioner.

Tabel 4.13 **Klassifikation af jordarealer og overfladevand (SEEA 2000)**

EA.2 Land og overfladevand (hektar)
EA.21 Jord under bygninger og bygningsområder
EA.221 I byområder
EA.221 Uden for byområder
EA.22 Landbrugsjord og tilhørende overfladevand
EA.221 Dyrket jord
EA.222 Græsgange
EA.223 Andet landbrugsjord
EA.23 Skove og tilhørende overfladevand
EA.231 Dyrket skov og plantager
EA.232 Ikke-dyrkede skove
EA.24 Store vandområder
EA.241 Søer
EA.242 Floder
EA.243 Vådområder
EA.244 Kunstige vandreservoirer
EA.25 Andet jord
EA.251 Prærie og græs jord
EA.252 Tundra
EA.253 Svag vegetation/ bar jord
EA.254 Permanent sne og is

Kilde: SEEA (2001)

Boks 4.7 Opgørelser af det danske areal - arealdække og arealanvendelse

Den første tabel viser en opgørelse efter arealdække. Opdelingen svarer stort set til første niveau i SEEA-klassifikationen. Enheden er kvadratkilometer. Den anden tabel viser en opgørelse af arealet (kvadratkilometer) og værdien (mia. kr.) af jorden efter anvendelse, idet der er foretaget en opdeling efter nationalregnskabets brancher - her vist for ni hovedbrancher. Arealanvendelse til boliger er i tabellen vist som en særskilt branche.

Der er tale om en foreløbig og ubearbejdet opgørelse baseret på en samkøring af oplysninger fra Told og Skat med oplysninger fra Danmarks Statistiks Erhvervsregister. Oplysningernes foreløbige karakter er årsag til, at det samlede areal for arealanvendelse ikke stemmer overens med det samlede areal for arealdække i ovenstående tabel. I det hele taget skal tallene tages med forbehold. Tabellen vises her alene for at illustrere de muligheder, der ligger i at foretage arealopgørelser ud fra forskellige synsvinkler.

Arealdække 1995

	Km ²
Samlet areal	43.095
Byområder	8.185
Dyrkede marker, gartnerier og frugtplantager	27.260
Skove og plantager inkl. landbrugsskov	4.450
Søer og vandløb	650
Heder, klitter og moser	1.380
Enge, moser, vade og marsk o.l.	1.170

Kilde: Danmarks Statistik, Statistisk Årbog 2000, tabel 4

Arealanvendelse, ultimo 1998

	Km ²	Mia. kr.
Samlet areal	43.243	591,8
1. Landbrug, fiskeri, råstofudvinding mv.	26.208	120,3
2. Fremstillingsvirksomhed	353	11,8
3. Energi- og vandforsyning	178	1,7
4. Bygge- og anlægsvirksomhed	386	7,4
5. Handel, hotel- og restaurationsvirksomhed mv.	691	20,2
6. Transportvirks., post og telekommunikation	190	6,1
7a. Finansierings- og forsikringsvirksomhed mv. ekskl. boliger	2.183	93,2
7b. Boliger	11.183	281,8
8. Offentlige og personlige tjenesteydelser	1.870	49,2

Kilde: Lauritzen (1999)

4.4.3 Økosystemer

Definition af økosystemer Økosystemer kan defineres som en samling af organismer inklusive de omgivelser (habitater), som de bebor. Denne definition indebærer i virkeligheden, at "økosystemer" og "miljø" mere eller mindre er synonyme. Begrebet kan dog bruges til at inddele miljøet i en række kategorier og på dette grundlag fokusere på den kapacitet (eller mangel herpå) økosystemerne har mht. at levere forskellige funktioner eller tjenester.

Klassifikationer I SEEA 2000 foretages en tredeling af økosystemer i jord, vand og luft. Hver af disse overordnede grupper er derefter opdelt som vist i tabel 4.14. SEEA 2000 klassifikationen er mere omfattende end der fx ses i World Resources Institute (2000) eller Holten-Andersen m.fl. (1998). World Resources Institute inddeler i agroøkosystemer, kystøkosystemer, skovøkosystemer, ferskvandsøkosystemer, og græslandsøkosystemer. Holten-Andersen m.fl. klassificerer i atmosfærisk miljø, byernes miljø, landets natur og miljø, vandmiljøet og kulturmiljøet.

Tabel 4.14 **Klassifikation af økosystemer (SEEA 2000)**

EA.3 Økosystemer	
EA.31 Terrestriske økosystemer	
EA.311	By-økosystemer
EA.312	Landbrugsøkosystemer
EA.313	Skovøkosystemer
EA.314	Prærie- og græsland-økosystemer
EA.315	Tundra-økosystemer
EA.316	Ørken-økosystemer
EA.317	Andre terrestriske økosystemer
EA.32 Akvatiske økosystemer	
EA.321	Marine økosystemer
EA.322	Kyst-økosystemer
EA.323	Flod-økosystemer
EA.324	Sø-økosystemer
EA.325	Andre akvatiske økosystemer
EA.33 Atmosfæriske økosystemer	

Kilde: SEEA (2001)

Areal og antal Økosystemer er temmelig uhåndterbare i statistisk og regnskabsmæssig forstand, og det er generelt set ikke muligt at opstille egentlige samlede beholdnings- eller tilstandsopgørelser for økosystemer på samme måde som for naturressourcer og arealer. Arealdækkeopgørelser, jf. afsnit 4.4.2, kan dog benyttes til at belyse habitaternes udstrækning, og opgørelserne kan efterfølgende kombineres med opgørelser af antallet af organismer eller individer inden for det pågældende areal. Sådanne kvantitative opgørelser siger noget om økosystemernes udbredelse og omfang og kan undertiden også bruges som indikatorer for tilstanden. Oftest er det dog begrænset, hvor meget information om helheden og økosystemernes funktioner, der kan hentes fra sådanne indikatorer.

Kvalitetsparametre - koncentrationer og tålegrænser Udvalgte miljøtilstands- og kvalitetsaspekter ved økosystemerne kan belyses ved oplysninger om koncentrationen af specifikke stoffer i miljøet, fx koncentrationen af nitrogen eller fosfor i vandløb, nitrat- og pesticidindhold i grundvandet, tungmetallindholdet i jorden, CO₂-koncentrationen i atmosfæren og koncentrationen af bly i byluften. For hovedparten af sådanne tilstandsparametre gælder naturligvis, at koncentrationerne i sig selv ikke siger noget om tilstanden. Det er nødvendigt at kombinere de observerede koncentrationer mv. med oplysninger om tålegrænser, dvs. de maksimale koncentrationer af det enkelte stof, der kan være i de pågældende økosystemer, uden at systemernes funktioner forringes. På det overordnede nationale plan kan sådanne oplysninger sammenfattes ved at angive, hvor stor en del af økosystemerne - fx målt ud fra areal eller individantal - der er udsat for en overskridelse af tålegrænserne. Et eksempel er vist i tabel 4.15, hvor jordkvalitetskriterier i form af

grænseværdier for bly, kadmium og nikkel er vist sammen med oplysninger om andelen af jord, hvor grænseværdien overskrides.

Indførelse af tålegrænser og opgørelser af overskridelser er som sådan en objektiv beskrivelse af miljøtilstanden, men udvælgelsen og fastsættelsen af tålegrænserne indebærer næsten altid et normativt element, jf. afsnit 2.4, som bedst beskrives i relation til DPSIR-kædens impact-del, jf. afsnit 4.5.

Tabel 4.15 Eksempel på kvalitetskriterier - jordkvalitet i natur- skov- og landbrugsjorder

	Bly	Kadmium	Nikkel
Økotoxikologisk jordkvalitetskriterium, JKK (mg/kg)	50	0,3	10
% lerjorder hvor koncentration er større end JKK	1,8	25,0	42,0

Kilde: Holten-Andersen m.fl. (1998), tabel 2.3.5 og 2.3.6.

Funktioner En opgørelse af de funktioner eller tjenester som økosystemerne leverer, vil være et principielt nyttigt supplement til indikatorerne for økosystemernes udbredelse og tilstand. Første skridt i en sådan opgørelse er at identificere økosystemernes konkrete funktioner, både direkte i forhold til mennesker, men også indirekte via påvirkning gennem andre økosystemer. Som eksempel på direkte påvirkninger kan nævnes skovøkosystemets leverancer af tømmer. Indirekte påvirkninger fra skovøkosystemer kan fx opstå gennem binding af CO₂. Bindingen har betydning for det atmosfæriske miljø og dermed indirekte for andre økosystemer.

Funktionerne kan som omtalt i afsnit 2.4 helt overordnet inddeles i forskellige overordnede grupper - reguleringsfunktioner, arealanvendelsesfunktioner, produktionsfunktioner og informationsfunktioner. I konkrete situationer kan dette udmøntes i mere detaljerede og bredere funktionsoversigter. Tabel 4.16 giver et eksempel herpå for skovøkosystemer og vådområder.

Tabel 4.16 Eksempler på økosystemers funktioner - skov og vådområder

Funktioner	Skov	Vådområder
Produktionsmæssige	tømmer, harpiks, bark, vildt, svampe, bær	fisk, skaldyr, vildt, tørv
Rekreative og sociale	æstetiske og åndelige værdier, jagt	fiskeri, fuglekiggeri, sport
Regulerende	klimaregulering, CO ₂ -absorbtion, (skov, tørv) vandløbsregulering, vandkvalitet, genopbygning af jord	
Beskyttende	mod naturlige risici, jorderosion, jordskred, laviner, støj, visuel forurening	formindsker ødelæggende effekter af oversvømmelser
Bevarende	bevare nuværende og understøtter fremtidig biodiversitet, bevarelse af evolutionspotentiale	
Strukturerende	strukturerer landskaber og forbinder områder	

Kilde: EEA (1999b) p. 291

Måling af funktionerne En detaljeret liste med de enkelte økosystemers funktioner og en verbal beskrivelse af disse er naturligvis et mål i sig selv. En kvantitativ opgørelse af omfanget af de funktioner, som økosystemerne leverer, eller endnu bedre, indikatorer for økosystemernes kapacitet til at levere tjenesterne er næste skridt. Det er imidlertid ofte lige så vanskeligt at opgøre dette som at opstille direkte mål for økosystemernes tilstand.

Produktionsmæssige funktioner og kapaciteter

For de produktionsmæssige funktioner er det muligt at opgøre omfanget af udvundne naturressourcer. Som kapacitetsmål benyttes indikatorer for mængden af ressourcer, der maksimalt kan udvindes. Dette er de mængder, som det teknisk og økonomisk er muligt at udvinde (reserverne), når det drejer sig om udtømmelige ressourcer, jf. McKelveys boks, tabel 4.12. For fornybare ressourcer kan der i første omgang ses på de maksimale mængder (opgjort i ton, m³ mv.), som det bæredygtigt er muligt at udvinde (maksimum sustainable yield). Mere meningsfuldt vil det dog - til belysning af de produktionsmæssige funktioner - være, at se på de mængder af fornybare res-

sourcer, som det er optimalt og bæredygtigt at udnytte under hensyntagen til eksisterende priser og omkostninger.

<i>Rekreative og sociale funktioner</i>	De rekreative og sociale funktioner er langt vanskeligere at opgøre kvantitativt, men opgørelser af antal besøg i skove og afstande mellem boliger og rekreative områder kan benyttes som grove indikatorer. Hertil kommer interviewundersøgelser af befolkningens opfattelse af de rekreative funktioner, evt. i form af betalingsviljeundersøgelser (rejseomkostninger, betinget værdisætning mv.). Ved brug af betalingsviljeundersøgelser skal man dog være opmærksom på, at det ikke er miljøets tilstand eller funktionerne som sådan der måles, men befolkningens opfattelse af disse. Betalingsviljen vil være påvirket af faktiske betalingsmuligheder, alternative rekreative muligheder mv.
<i>CO₂-binding</i>	Blandt de øvrige funktioner er opgørelsen af CO ₂ -binding i fx vedmasse formentlig noget af det, der er lettest at have med at gøre. Her kan beregnes tal, som umiddelbart er sammenlignelige med informationer om CO ₂ -udslippenes omfang.

4.4.4 Ikke-materielle miljørelaterede aktiver

Den sidste gruppe af miljørelaterede aktiver, for hvilken det kan være relevant at foretage beholdningsopgørelser, er de såkaldte ikke-materielle miljørelaterede aktiver. Der er ikke tale om egentlige miljøaktiver, men derimod om menneskeskabte aktiver, som er tæt knyttet til udnyttelsen af miljøet, og som har betydning for, i hvor høj grad miljøets funktioner udnyttes i praksis. Disse aktiver opgøres typisk i værdier, selv om også visse andre kvantitative mål kan knyttes til dem.

Værdien af mineralefterforskning betragtes i nationalregnskabet som investeringer og de akkumulerede investeringer minus afskrivninger udgør en del af kapitalapparatet. Til omkostningerne henregnes bl.a. udgifter til ansøgning om koncessioner og tilladelse til efterforskning, forundersøgelser, prøveboringer og boringer. Som aktiver medregnes endvidere værdien af omsættelige kontrakter og koncessioner til udnyttelse af naturressourcerne samt omsættelige forureningstilladelser. Sidstnævnte kan opgøres såvel i værdier som i fysiske enheder svarende til mængden af residualer, der er omfattet af tilladelsessystemet.

Tabel 4.17 **Klassifikation af ikke-materielle miljørelaterede aktiver (SEEA 2000)**

EA.M Memorandum poster - Ikke-materielle miljørelaterede aktiver

EA.M1 Mineralefterforskning

EA.M2 Omsættelige kontrakter og koncessioner til udnyttelse af naturressourcer

EA.M3 Omsættelige tilladelser til udledning af residualer

EA.M4 Andre ikke-materielle miljørelaterede aktiver

Kilde: SEEA (2001)

4.4.5 Ændringer i beholdninger - statuskonti

Statuskonti - fysiske mål og/eller værdier

Ændringer i miljøtilstanden og beholdningerne af miljøaktiver skyldes menneskeskabte såvel som naturgivne miljøpåvirkninger, og en analyse af udviklingen i miljøtilstanden og beholdningerne bør, hvis det er muligt, redegøre for begge dele. På områder, hvor det er muligt at opstille fysiske kvantitative mål for miljøtilstanden og miljøbeholdningerne - eller værdien heraf - kan redegørelsen opbygges ved brug af såkaldte statuskonti. Mest oplagt er dette for beholdningerne af naturressourcer og for arealopgørelser samt for ikke-materielle miljørelaterede aktiver, mens det generelt set er vanskeligere eller umuligt for økosystemer, bortset fra de helt simple antals- og arealbaserede opgørelser. Formålet med statuskontiene er at give et billede af beholdningerne ved begyndelsen og slutningen af en periode samt af de forskellige ændringer i den mellemliggende periode.

Hvis der ønskes en overensstemmelse mellem mængdemæssige og værdimæssige statuskonti, kan det være hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i nationalregnskabet principper for opbygning af sådanne konti.

Tabel 4.18 viser generelle statuskonti for forskellige typer naturressourcer samt jordarealer og overfladevand. De viste konti er opstillet med udgangspunkt i nationalregnskabet og SEEA 2000, idet en række detaljer dog er udeladt for overskuelighedens skyld. Til gengæld er den traditionelle statuskonto for realkapital (bygninger, maskiner, transportmidler mv.) også vist for helhedens og sammenligningens skyld. De mørke markeringer angiver de poster, som det er relevant og muligt at udfylde i praksis.

Tabel 4.18 **Overordnet statuskonto**

	Fast realkapital	Naturressourcer				Jordarealer og overfladevand
		Mineraler og energi	Vand	Biologiske ressourcer		
				Produce-rede	Ikke-produ-cerede	
Åbningsbeholdning						
Investeringer						
Lagerændringer						
Forbrug af fast realkapital						
Nye fund						
Naturlig vækst						
Udvinding af naturressourcer						
Ændringer pga. forurening						
Katastrofer						
Omvurdering mv.						
Slutbeholdning						

Kilde: Baseret på SEEA (2001)

Åbningsbeholdning, slutbeholdning og ændringer

Øverste og nederste række viser hhv. åbnings- og slutbeholdningen for perioden. Ændringer mellem åbningstidspunktet og sluttidspunktet består af ændringer, der er knyttet til dels økonomiske aktiviteter, dels miljømæssige og naturlige forhold.

Produktionsrelaterede ændringer

For fast realkapital samt producerede biologiske ressourcer, jf. afsnit 4.4.1, består de økonomiske (produktionsrelaterede) transaktioner af investeringer, lagerændringer og forbrug af fast realkapital. For jordarealer og overfladevand henregnes jordforbedringer til investeringerne.

Forøgelse pga. nye fund og vækst

Ud over de strengt produktionsrelaterede ændringer i beholdningerne kan der registreres forøgelse i beholdningerne i forbindelse med opdagelse af hidtil ukendte forekomster af mineraler, energi og vand. Desuden kan beholdningerne forøges via naturlig vækst i ikke-producerede biologiske ressourcer.

Ændringer pga. udvinding og forurening

Omvendt kan beholdningerne reduceres ved udvinding af naturressourcer. Hertil kommer, at dele af ressourcerne helt kan forsvinde (miste værdi) som følge af forurening, eller fordi udnyttelsen må opgives af miljømæssige hensyn.

Andre ændringer

Beholdningsændringer som følge af naturkatastrofer i form af jordskælv, vulkanudbrud, tørke, stormflod samt menneskeskabte katastrofer såsom krig, olie- og kemikalieudslip mv. bør også indgå i opgørelsen. Ændringer som følge af omvurderinger (kapitalgevinster og -tab) er normalt kun relevant for de værdimæssige opgørelser. Man skal dog være opmærksom på, at for reserveopgørelser af naturressourcer kan prisændringer også have indflydelse på mængderne, idet de relative priser har betydning for, hvor stor en del af den samlede ressourcebeholdning, det er økonomisk rentabelt at udvinde.

Boks 4.8 Statuskonti for danske olie- og naturgasreserver

De to første tabeller herunder viser statuskonti for de danske reserver af olie og naturgas. Ved opgørelsen af beholdningerne er benyttet Energistyrelsens afgrænsning af olie- og naturgasreserver, idet kategorierne *igangværende udvinding*, *planlagt udvinding* og *mulig udvinding* er medtaget. I forhold til McKelveys boks, jf. figur 4.12, svarer dette til de identificerede mængder. Ændringerne fra åbningsbeholdning til slutbeholdning består dels af udvinding, dels af ændringer pga. nye fund og mængdemæssige omvurderinger af reserven. De nye fund og de mængdemæssige omvurderinger har i visse af årene et betydeligt omfang. For 1999 var disse ændringer betydeligt større end udvindingen, hvilket giver sig udslag i en forøgelse af beholdningen fra begyndelsen af året til slutningen af året.

Den tredje tabel viser en værdimæssig statuskonto for olie- og naturgassen. Der er ikke foretaget nogen opsplitning på olie og naturgas, da de to energityper i de fleste tilfælde udvindes sammen under benyttelse af det samme produktionsanlæg. Værdisætningen af beholdningerne foretages ved at se på de forventede udvindingsprofiler (dvs. hvor meget forventes udvundet hvert år indtil beholdningen er udtømt). På baggrund af forventede olie- og gaspriser samt omkostninger ved udvindingen (inkl. kapitalafkast) beregnes for hvert år i udvindingsperioden et overskud (ressourcerente) som tilbagediskonteres til udgangsåret. Summen af de tilbagediskonterede beløb udgør nutidsværdien af den fremtidige udvinding af ressourcen og dermed den værdi, som ressourcebeholdningen har. Sådanne værdiopgørelser er naturligvis baseret på forventninger og antagelser om udvindingstakten, priser, kapitalafkastrate og diskonteringsrate. Ændringer i disse antagelser har stor betydning for værdiopgørelsen.

Fysisk statuskonto for olie 1997-2000

	1997	1998	1999	2000
	Mio. m ³			
Åbningsbeholdning	226,0	212,5	195,5	237,5
Ændringer				
Udvinding	-13,4	-13,7	-17,4	21,1
Nye fund og mgd. mæssig omvurdering mm.	-0,1	-3,3	59,4	80,6
Slutbeholdning	212,5	195,5	237,5	297,0

Fysisk statuskonto for gas 1997-2000

	1997	1998	1999	2000
	Mia. Nm ³			
Åbningsbeholdning	150,0	133,5	119,5	138,5
Ændringer				
Udvinding	-7,7	-7,3	-7,7	8,0
Opdagelser og mgd. mæssig omvurdering mm.	-8,8	-6,7	26,7	8,5
Slutbeholdning	133,5	119,5	138,5	139,0

Værdimæssig statuskonto for olie og naturgas 1997-1999

	1997	1998	1999
	Mio. kroner		
Åbningsbeholdning	40 713	53 334	40 286
Udvinding	6 150	2 622	6 986
Nye fund og mgd. mæssig omvurdering mv.	-3 004	-1 918	13 251
Værdimæssig omvurdering	21 776	-8 507	14 786
Slutbeholdning	53 334	40 286	61 337

Kilde: Danmarks Statistik (2001d)

4.5 Impacts

4.5.1 Definition og afgrænsning af impacts

<i>Levevilkårsændringer for mennesker som følge af tilstandsændringer</i>	Impacts kan oversættes med "effekter" eller "virkninger". DPSIR-kædens impact-del omfatter en opgørelse og beskrivelse af de direkte og indirekte effekter af tilstandsændringer. I denne sammenhæng afgrænses effekterne til først og fremmest at omfatte levevilkårene for mennesker. Levevilkår for dyr og planter må betragtes som værende en del af miljøtilstandsbeskrivelsen i DPSIR-kædens miljøtilstandsdel, jf. afsnit 4.4. I øvrigt afgrænses levevilkårene bredt, idet forhold såsom sundhed, materialeskader og udbytte i primærerhvervene samt rekreative og æstetiske forhold kan inddrages.
<i>Det normative element</i>	Det kan undertiden være vanskeligt klart at skelne mellem ændringer i miljøtilstanden og konsekvenser for levevilkårene. Som udgangspunkt må en ren deskriptiv beskrivelse af ændringerne i de fysiske forhold i miljøet dog betragtes som hørende til miljøtilstandsdel, idet ændringerne definerer overgangen fra en beholdning eller tilstand til en anden. En værdipræget og normativ opgørelse af ændringerne hører derimod til i impact-delen. Det normative element i opbygningen af DPSIR-kæden synes uundgåeligt, og beskrivelsen af vekselvirkningen mellem samfund og miljø vil under alle omstændigheder være styret af, hvad der findes væsentligt og interessant.
	I en række tilfælde har det heller ikke den store betydning at foretage en skelnen mellem ændringer i miljøtilstand og effekterne heraf. Hvis det er muligt, må det dog alligevel anbefales, at foretage separate - men koblede - opgørelser, da det dermed bliver mere klart, hvilke normative elementer der indgår, og dermed er med til at forme den konkrete opbygning af det samlede DPSIR-system.
<i>Niveau eller ændringer?</i>	Da en effekt eller virkning må vurderes i forhold til en udgangssituation, er impact-delen i sin natur knyttet til ændringer og ikke til beholdninger, dvs. at det er ændringer i sundhedstilstand, dødelighed, økonomiske værdier og omkostninger mv. som er i fokus. Dette ændrer dog ikke ved, at det kan være relevant og hensigtsmæssigt at opgøre fx det totale antal sygedage, gennemsnitlig levealder, total værdi af naturressourcerne, de totale omkostninger i fbm. luftforureningen eller andre forhold, der indikerer det absolutte niveau for levevilkårene eller velfærd. Dels er sådanne niveauopgørelser nødvendige for at vurdere ændringerne fra en periode til en anden, dels muliggør de sammenligninger mellem lande.
<i>Tidsforskydninger</i>	Tidsforskydninger er et andet forhold af betydning ved impact-opgørelser. Levevilkårene på et givet tidspunkt hænger ikke kun sammen med miljøtilstanden på det samme tidspunkt, men også med miljøtilstanden på tidligere tidspunkter. Sundhedstilstanden er et oplagt eksempel herpå. På en række områder er det således ikke nogen enkel sag at koble miljøtilstand eller ændringer heri med effekterne for levevilkårene. Det er dog vigtigt, at der skelnes mellem de aktuelle effekter af fortidige miljøtilstande og fremtidige effekter af nuværende (og evt. fortidige) miljøtilstande, jf. også figur 4.6 i afsnit 4.3.
<i>Usikkerhed, risici og uvidenhed</i>	Der vil være mange situationer, hvor man reelt ikke ved, hvad en given miljøpåvirkning eller miljøtilstandsændring indebærer for levevilkårene. I visse tilfælde vil de med påvirkningen forbundne risici kunne angives, mens der i andre tilfælde er tale om en fundamental uvidenhed eller usikkerhed. Især den sidste situation er naturligvis vanskelig at håndtere.
<i>Klassifikation af impacts</i>	En egentlig generel klassifikation af impacts er vanskelig at opstille, da det vil kræve en udtømmende liste over miljøets betydning for menneskelige levevilkår og velfærd. Forskellige typer impacts kan dog opstilles med udgangspunkt i de tidligere omtalte miljøfunktioner. Tabel 4.19 viser en sådan overordnet gruppering af miljøtilstand, funktioner og nogle tilhørende impacts.

Tabel 4.19 Eksempel på klassificering af impacts ud fra miljøtilstand og miljøfunktioner

Miljøtilstand (state)	Overordnet funktion	Eksempler på impacts
Naturressourcer	Produktion	Ændret relativ eller absolut knaphed
Jordarealer og overfladevand	Arealanvendelse, Æstetik og kultur	Ændret udbytte i landbrug, skovbrug og fiskeri Ændret fremkommelighed Ændrede rekreative muligheder (fritid, sport, jagt mm.) Ændret turisme
Økosystemer	Regulering Beskyttelse, Bevaring Etik, æstetik og kultur	Ændret livsgrundlag i bred forstand Ændret sundhedstilstand Ændret dødelighed Ændret velfærd

Boks 4.9 Terminologi: Effects, impacts, direkte, indirekte, akkumuleret

Som det ofte er tilfældet med komplekse problemstillinger er mangel på præcision, fælles terminologi og gyldighedsområde snarere reglen end undtagelsen, og dette gælder også definitionen af impact samt den analytiske håndtering af begrebet, som er af ældre dato. For eksempel skelner Preston & Bedford (1988) if. Stakhiv (1988) skarpt mellem "effects" og "impacts" for at kunne skelne mellem den videnskabelige analyse og vurdering (assessment) af "facts" (effects) og vurderingen (evaluation) af den relative betydning (impacts), som analytikerne, offentligheden og politikerne tillægger disse effekter. I modsætning hertil skelner man i USA's miljølovgivning, jf. US EPA (1994), ikke mellem effects og impacts, der 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) og opererer samtidig entydigt med begrebet "cumulative impacts". Mere præcist defineres disse amerikanske termer således:

Ved *direkte effekter* (impacts) forstås effekter, der er forårsaget af handlinger/aktiviteter, der finder sted til samme tid og på samme sted. Effekter 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 effekter* (impacts) forstås effekter, der finder sted forsinket i tid og afstandsmæssigt fjernt fra den udløsende handling/aktivitet, men som stadigvæk betragtes som rimeligt forudsigelige. Til de indirekte effekter henregnes de samme kategorier, som blev nævnt ovenfor, men også fx ændringer i arealudnyttelsen på landskabsniveau og de heraf afledte indirekte effekter eller inducerede virkninger på populations- og produktionsforhold, effekter på luft- og vandkvalitet, økosystemændringer, mv.

Ved "*cumulative impacts*" forstås akkumulerede effekter på miljøet, som er et resultat af en gradvis tilført, øget eller akkumuleret belastning, fremkaldt gennem en addition af nuværende, fortidige og rimeligt forudsigelige fremtidige handlinger eller aktiviteterets belastninger. Effektkategorierne nævnt ovenfor under direkte og indirekte effekter indgår også i begrebet akkumulerede effekter. De akkumulerede effekter omfatter således en virkelighed, der er yderligere ekspanderet i tid og rum, men der antages stadigvæk en eksakt korrelativ årsagssammenhæng, om end af teoretisk, statistisk eller potentiel karakter. I litteraturen er der flere forslag til en yderligere differentiering af denne US-nomenklatur. Således foreslår Stakhiv (1988), at der skelnes mellem *cumulative impacts* (korrelativ årsagssammenhæng) og *cumulative consequences* for forhold eller udviklingsstræk, hvor der er (eller postuleres) en indirekte sammenhæng eller afhængighed, som ikke kan forudsiges eller defineres nærmere, fx udviklingen i ikke-lineære komplekse systemer, synergistiske, antagonistiske eller interaktive relationer mv.

Kilde: Christensen og Møller (2001)

4.5.2 Tålegrænser og dosis-respons funktioner

Tålegrænser som bindeled Når forbindelsen mellem miljøtilstand (S) og effekt (I) skal beskrives, er det principielt ønskværdigt at gøre brug af tålegrænser, som kan opfattes som indikatorer for den miljøtilstand/-beholdning, der mindst skal være, for at undgå effekter på levevilkårene. Koblingen mellem tilstand og effekt via tålegrænser har en binær natur (enten effekt eller ingen effekt), der er knyttet til et politisk eller videnskabeligt niveau for, hvornår der er uønskede konsekvenser for levevilkårene. Overskridelsen siger i sig selv ikke noget om omfanget af effekterne. Hertil kræves yderlige redskaber, fx i form af dosis-responsfunktioner for sundhedseffekterne samt korrosionsskader på materialer mv. Funktionerne angiver sammenhængen mellem en given miljøtilstandsændring og den effekt, ændringen giver anledning til. Bemærk, at brugen af ordet respons i denne sammenhæng ikke refererer til respons-leddet i DPSIR-kæden, men faktisk til impact-delen. Derfor vil en bedre betegnelse i sammenhæng med DPSIR egentlig være dosis-impact eller dosis-effekt funktioner.

Dosis-respons Dosis-respons funktioner kan i nogle tilfælde estimeres på grundlag af studier af den statistiske sammenhæng mellem miljøtilstandsændringer og omfanget af afledte sundhedseffekter eller andre skader. På grundlag af de statistiske sammenhænge opstilles kvantitative sammenhænge, som kan benyttes til analyser af virkningerne og omkostningerne, der er knyttet hertil. Estimeringen af dosis-respons sammenhænge er en vanskelig proces, bl.a. fordi effekterne ofte optræder som et resultat af forskellige typer tilstandsændringer og belastninger. Der er opnået temmelig megen erfaring med opstilling af dosis-responsfunktioner for luftforurenings-skader på såvel landbrugsafgrøder som på metaller og kalkholdige sten i diverse konstruktioner og bygninger, jf. SEEA (2001) og Cowell (1994) if. Andersson (1994) p. 11. Sundhedsskader i f.m. luftforurening er dog nok det område, hvor der har været størst succes med at opstille dosis-responsfunktioner. Derimod er fx forbindelsen mellem multiple, lav-niveau-eksponeringer af befolkningen med kemikalier i fødevarer, vand, luft og produkter et uudforsket område, jf. EEA (1999).

Rosendahl (1996) har anvendt dosis-responsmetoden i forbindelse med luftforurening, og han illustrerer princippet på følgende måde:

Sammenhængen mellem ændring i miljøtilstand og virkning er

$$\Delta H = f(\Delta S) * N$$

hvor ΔS er ændringen i miljøtilstanden, fx ændringen i koncentrationen af en bestemt luftforureningskomponent. ΔH er ændringen i hyppigheden eller risikoen for en specifik helbredseffekt (fx dødelighed eller sygefravær). f er en estimeret funktion, der beskriver sammenhængen mellem de to ændringer, og N er antallet af personer, der udsættes for miljøtilstandsændringen. Da dosis-respons funktionerne udtrykkes via ændringer, må funktionerne benyttes i sammenhæng med tærskelværdier, idet virkningerne må antages kun at finde sted, når tålegrænserne overskrides.

Dosis-respons analysen kan standse på dette trin, eller den kan fortsætte med en opgørelse af de økonomiske konsekvenser (reduceret produktivitet, sygehusudgifter, indirekte konsekvenser via strukturændringer i økonomien). Sammenhængen formuleres generelt som:

$$\Delta \emptyset = g(\Delta H)$$

hvor $\Delta \emptyset$ er ændringen i niveauet for en specifik økonomisk størrelse, fx BNP, og g er funktionen, der sammenbinder ændringerne i helbredseffekten og den økonomiske variabel.

Ved at kombinere de to udtryk fås følgende:

$$\Delta \emptyset = g(f(\Delta S) * N) = j(\Delta S, N)$$

Rosendahl nævner, at de mange studier af dosis-respons sammenhænge på luftforureningsområdet specielt siden slutningen af 1980'erne internationalt har givet øget tiltro til resultaterne. Det skyldes bl.a., at de i mange tilfælde i overraskende stor grad bekræfter hinanden på trods af, at undersøgelserne er udført under vidt forskellige forhold mht. koncentrationsniveauer og klima mm. Nok så vigtigt er det, at dette tyder på at dosis-responsfunktionerne i en række tilfælde kan overføres fra én analyse til en anden, således at man ikke behøver at begynde forfra med estimation af sammenhængene ved hver ny analyse.

Eksempel i boks 4.10 Boks 4.10 nedenfor viser udvalgte resultater fra Rosendahls anvendelse af dosis-responsfunktioner til opgørelse af de helbredsmæssige konsekvenser af luftforurening og de økonomiske følgevirkninger heraf.

4.5.3 Økonomisk værdier knyttet til impacts og de bagvedliggende miljøgoder

Ikke-markedsomsatte forhold Mange miljørelaterede forhold af betydning for levevilkår og velfærd - herunder sundhed, udnyttelse af rekreative muligheder samt kulturelle og æstetiske værdier mv. - har ikke karakter af varer, der omsættes på et marked. Der eksisterer derfor heller ikke nogen markedspris og dermed forbundet markedsværdi for disse goder.

Tilknyttede omkostninger og betalingsviljer Kan forholdene konkretiseres, er det imidlertid under visse forudsætninger muligt at opgøre pengemæssige værdier. Dette kan enten ske ud fra omkostningerne ved at opretholde eller forbedre levevilkårene eller ud fra befolkningens betalingsvilje for at opnå forbedringer eller undgå forringelser af de pågældende forhold. Værdier, der opgøres på denne måde, afspejler ikke nogen markedslige vægt, og i den forstand er der ikke på samme måde som for markedsomsatte goder tale om nogen veldefineret værdi. Resultatet af sådanne værdiopgørelser bør derfor ikke omtales som fx "værdien af miljøgodet", "værdien af velfærdsforringelsen" mv. I stedet bør det præciseres, om der fx er tale om en tilknyttet omkostning eller en hypotetisk betalingsvilje for at ændre eller bevare forholdene.

Omkostninger Omkostningerne ved forringede miljøforhold og levevilkår består af økonomiske tab som følge af ændret produktivitet, fx forringet høstudbytte og øget sygdomsfrekvens. Hertil kommer forbrugstab ved at afsætte økonomiske ressourcer til afværge- eller tilpasningsforanstaltninger. Som eksempler på sådanne aktiviteter kan nævnes omkostninger til hospitaler og medicin samt reparation af korrosionsskader på bygninger og kulturminde. Opgørelser af faktiske afværge- og tilpasningsomkostninger er på den ene side en mulig måde at knytte værdier til impacts, men da sådanne defensive aktiviteter er en del af samfundets faktiske reaktion på ændringer, bør opgørelserne på den anden side også ses i sammenhæng med mere offensive foranstaltninger, der faktisk har forhindret, at ændringer har fundet sted, jf. beskrivelsen af repons-delen i afsnit 4.6.1. Hertil kommer, at de opgjorte tilpasnings- og afværgeomkostninger ikke dækker hele velfærdsforringelsen, hvis der udover de økonomiske tab - og på trods af de defensive foranstaltninger - også sker en forringelse af levevilkårene. En pengemæssig værdi heraf kan tilknyttes ved at se på omkostningerne ved hypotetiske foranstaltninger, der kan forhindre forringelserne. Alternativt kan der foretages opgørelser af betalingsviljen for at undgå disse forringelser eller for at opnå forbedringer i levevilkårene.

Betalingsviljeopgørelser Metoder til betalingsviljeopgørelser er velbeskrevet i den efterhånden omfattende litteratur om miljøøkonomi, se fx Møller (1996). Metoderne omfatter overordnet set anvendelsen af indirekte metoder repræsenteret ved husholdningsproduktionsfunktionen, rejseomkostningsmetoden og den hedoniske prismetode samt anvendelsen af den betingede værdisætningsmetode (contingent valuation). Sidstnævnte er en direkte værdisætningsmetode, idet en del af befolkningen spørges om deres betalingsvilje for godet. I princippet kan spørgsmålene rettes direkte mod impacts, men i praksis stilles der oftest spørgsmål om betalingsviljen for en bestemt miljøtilstand eller ændring i denne. Ved hjælp af denne metode kan der i princippet også inddrages

forskellige typer af værdi i opgørelserne - foruden direkte brugsværdi også options- og eksistensværdi.

Betaling for visse af miljøets funktioner og værdi af beholdninger

Selv om der ikke eksisterer markedspriser og -værdier for mange af de forhold, der er af interesse i forbindelse med DPSIR-kædens impact-del, kan der i en række tilfælde observeres tilknyttede markedsværdier. Der kan fx være knyttet markedsværdier til brugen af miljøets funktioner eller til beholdninger af naturressourcer. Betaling for forureningstilladelser kan således opfattes som betaling for udnyttelse af økosystemernes affaldsnedbrydende kapacitet (eller måske snarere affaldsmottagende kapacitet). Betaling for jagttegn og adgang til naturområder mv. afspejler i nogen grad værdien af disse rekreative ydelser. Jordrente- og ressourcerenteberegninger kan endvidere benyttes til at bestemme markedsværdien af selve naturressourcens funktion som produktionsfaktor og leverandør af råstoffer.

Ressourcerente

Ressourcerenten beregnes ved fra markedsværdien af den udvundne ressource at trække alle omkostninger - herunder også kapitalomkostningerne - forbundet med udvindingen, således at der fremkommer et udtryk for selve ressourcens værdi. Mens ressourcerenten som sådan er udtryk for funktionen eller det løbende markeds-mæssige afkast af ressourcen, svarer ressourcens samlede markedsværdi i princippet til den tilbagediskonterede værdi af fremtidige indtjente ressourcerenter. For produktionsfaktoren jord og råstofforekomster kan der derfor forventes en vis overensstemmelse mellem markedsværdien af miljøets funktioner og markedsværdien af ressourcebeholdningen. I en række tilfælde finder der ingen faktiske handler sted med ressourcer, og ressourcerenteberegningen udgør i disse tilfælde grundlaget for at opgøre en (potentiel) markedsværdi.

Boks 4.10 Dosis-respons funktioner og opgørelse af samfundsøkonomiske omkostninger

I Rosendahl (1996) angives en række karakteristiske dosis-responsfunktioner om hvilke, der ifølge forfatteren er international konsensus. Et udvalg heraf vises nedenfor.

1. Sammenhængen mellem dødsfald og kortvarig (et eller flere døgn) ændring i partikelkoncentrationen er:

$$\Delta D/D = 9,6 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta PM_{10}$$

hvor D angiver antal døde i perioden, mens ΔPM_{10} angiver ændringer i koncentrationen af partikler (forskellige kemiske sammensætninger bl.a. sulfat og nitrat, målt som $\mu\text{g}/\text{m}^3$) med en diameter mindre end 10 μm . Denne funktion angiver, at en forøget koncentration af partikler på 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er forbundet med 1 pct. flere dødsfald.

2. Sammenhængen mellem arbejdsindsatsen (antal timer) og andelen af befolkningen som udsættes for vedvarende koncentrationsændringer opstilles som:

$$\Delta L/L = -1,1 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta PM_{10} \cdot N/B$$

hvor L angiver antal arbejdstimer i hele økonomien, N er antal personer, der udsættes for koncentrationsændringen, og B er hele befolkningen. Funktionen angiver, at hvis partikelkoncentrationen øges med 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sker der et fald i arbejdsindsatsen på i gennemsnit 0,1 pct.

3. For nitrogenoxid opstilles sammenhængen mellem antal astmabetingede liggedage på hospital og ændringen i koncentrationen af nitrogenoxid, NO_2 :

$$\Delta LD = 1,3 \cdot 10^{-4} \cdot \Delta \text{NO}_2 \cdot N$$

hvor LD betegner antal liggedage pr. år og NO_2 angiver årsmiddelkoncentrationen målt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Antallet af liggedage stiger altså med 13 pr. 10.000 indbyggere, hvis koncentrationen af NO_2 øges med 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sidstnævnte dosis-respons funktion omsættes til hospitalsudgifter ved at multiplicere med omkostningerne pr. liggedag på norske sygehuse, hvorved Rosendahl beregner at hospitalsudgifterne stiger med 47.000 kr. pr. 10.000 indbyggere, hvis koncentrationen af NO_2 øges med 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

På baggrund af dosis-responsfunktionerne kan virkningerne af luftforureningen og visse hertil knyttede økonomiske omkostninger beregnes. Rosendahl analyserer virkningerne og omkostningerne ved luftforureningen i Oslo-området. Virkningerne opgøres i første omgang i form af antal dødsfald, tabte årsværk som følge af produktivitetstab og sygedage, samt liggedage på hospitaler. Tabellen nedenfor til venstre viser et uddrag af resultaterne for partikelforurening. Ud fra disse virkninger beregnes de samfundsøkonomiske omkostninger ved at multiplicere produktivitetstab og sygedage med timelønsomkostninger. Oven i disse omkostninger lægges et beløb for de indirekte omkostninger, der opstår, fordi tabet af årsværk bevirker omallokering af realkapital og arbejdskraft og dermed en ændret økonomisk struktur. De indirekte virkninger er beregnet ved hjælp af en generel ligevægtsmodel.

De direkte og indirekte økonomiske omkostninger hænger sammen med de produktionsmæssige og markedsmæssige aktiviteter. Hertil kommer virkninger, der ikke har en markedspris og dermed ikke nogen egentlig økonomisk værdi. Det drejer sig bl.a. om øget dødelighed og kroniske lungesygdomme. Disse virkninger tilordnes en pengemæssig værdi af Rosendahl, idet han benytter et estimat for værdisætning af et statistisk liv og resultater fra et betalingsviljestudie (WTP) vedrørende kroniske lungesygdomme. Som det fremgår af den højre tabel, fører værdisætningen af disse ikke-markedsmæssige virkninger til beløb, der langt overstiger de markedsmæssige værdier. Som Rosendahl anfører, skal man dog være opmærksom på, at der er tale om illustrerende indikatorer, og at der er betydelig usikkerhed forbundet med opgørelsen af sådanne. Man skal også være opmærksom på, at ikke alle virkninger på levevilkårene og livskvaliteten opfanges af disse størrelser alene.

Årlige akutte effekter pga. partikelforurening i Oslo 1992

For tidlige dødsfald antal	90
Produktivitetstab årsværk	70
Kortvarigt sygefravær årsværk	260
Liggedage på hospitaler antal	2100
Offentlige sygehusudgifter 1994-kroner	7 mio. kr

Årlige samfundsøkonomiske omkostninger pga. sundhedsskader ved luftforureningen i Oslo 1992

	Mio. 1994 kr.
Tab af årsværk	125
Offentlige udgifter	22
Allokeringsomkostninger	16
Direkte og indirekte økonomiske omkostninger	163
Øget dødelighed	936
Flere kroniske lungesygdomme	629
Samfundsøkonomiske omkostninger	1.728

4.6 Responses

Når befolkningen forventer eller oplever ændringer i de miljørelaterede levevilkår (impacts), kan den reagere herpå. Dette kan enten ske ved, at den gennem beskyttelsesforanstaltninger og andre adfærdsmæssige tilpasninger indstiller sig på de ændrede vilkår, eller ved at der lægges pres på de politiske myndigheder om at gennemføre miljømæssige foranstaltninger. Sådanne gennemføres med henblik på at ændre omfanget og sammensætningen af de samfundsmæssige produktions- og forbrugsaktiviteter - herunder teknologivalg, valg af råstoffer, affaldshåndteringsmetoder, arealanvendelse, transportomfang osv. De miljøpolitiske foranstaltninger omfatter alt lige fra konkrete offentlige miljøprojekter og fysiske planlægningsinitiativer til valg af et eller flere økonomiske eller administrative styringsmæssige indgreb.

4.6.1 Responsmuligheder

Reaktion på information Den integrerede miljøplanlægnings responsdel hænger snævert sammen med de andre led i DPSIR-kæden. Samfundets respons kan således både være en reaktion på information vedrørende driving forces, pressures, states eller impacts. Det vil normalt være uønskede ændringer i miljøforholdene, som afføder reaktionen, men der kan selvsagt også være tale om respons på miljøforbedringer.

Målet for respons Den politiske indsats og målfastlæggelsen retter sig tilsvarende mod hele årsagskæden. Tabel 4.20 viser eksempler på forskellige typer respons rettet mod forskellige led i DPSIR-kæden.

Tabel 4.20 Eksempel på responstyper

Mål	Eksempler på typer af respons
Driving forces	Adfærdspåvirkning - afgifter, information, frivillige aftaler Lovgivning vedr. forbrug, råvarevalg, teknologi mv.
Pressures	"End of line" teknologi - spildevandsrensning, filterløsninger
State	Ressource- og miljøforvaltning - pleje af heddearealer, kalkning af søer
Impacts	Tilpasning - ophør af aktiviteter, reparation af skader

Tilpasning Når befolkningen og virksomhederne oplever ændringer i miljøforholdene og dermed forbundne impacts, vil de undertiden reagere herpå ved at tilpasse sig de nye forhold. Tilpasningen kan ske på mange forskellige måder. Der kan være tale om at ophøre med nogle aktiviteter, om at beskytte sig mod miljøskaderne, om at forebygge eventuelle skader og om at reparere skader. Hvis der er tale om forringede miljøforhold, vil tilpasningen normalt være forbundet med velfærdstab for de udsatte.

Som eksempler på aktiviteter, der kan tænkes at blive indstillet som følge af forringede miljøforhold, kan nævnes fritids- og erhvervsfiskeri, andre friluftaktiviteter, frugtavl etc. Beskyttelse mod forringede miljøforhold kan omfatte støjværn, digebyggeri, anvendelse af beskyttelsesmasker mod luftforurening etc. Endelig omfatter reparation af miljøskader, fx reparation og vedligeholdelse af bygninger, der er ødelagt af luftforurening.

De offentlige myndigheders tilpasningsforanstaltninger vil have nogenlunde samme karakter som befolkningens og erhvervenes. De offentlige myndigheder kan således forbyde befolkningen at bade visse steder, at udøve visse erhverv på forurenede grunde eller at udvinde drikkevand. De kan også opstille støjværn, bygge diger og reparere bygninger. Hertil kommer endelig også muligheden for en forebyggende og helbredende indsats over for miljørelaterede sundhedsskader.

<i>Offensive foranstaltninger</i>	<p>Erhvervslivet og befolkningen kan reagere på de forringede miljøforhold ved på forskellig måde at henlede de offentlige myndigheders opmærksomhed på problemet og opfordre myndighederne til, at der gøres noget herved. Disse opfordringer og resultaterne af myndighedernes egne overvågningsaktiviteter kan føre til en række forskellige foranstaltninger hovedsagelig med udspring i initiativer fra myndighedernes side:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fysisk planlægning - herunder miljøprojekter • Regulering ved brug af administrative eller økonomiske styringsmidler • Informationskampagner • Forskning
<i>Miljøprojekter</i>	<p>De offentlige myndigheder har en lang række muligheder for at påvirke de miljøbelastende aktiviteter i samfundet. Myndighederne kan først og fremmest forsøge at forbedre miljøforholdene gennem egentlige miljøprojekter. Typiske eksempler på sådanne foranstaltninger er naturgenopretningsprojekter og offentlig skovrejsning, dvs. projekter der direkte retter sig mod ændring af miljøtilstanden.</p>
<i>Infrastruktur</i>	<p>Ofte er det dog drivkræfterne og miljøpåvirkningerne, der søges påvirket. Dette sker fx gennem de offentlige myndigheders deltagelse i planlægningen af samfundets infrastruktur - fx udbygningen af energiforsyningssystemerne. Infrastrukturen udbygges ofte gennem konkrete anlægsprojekter, hvis miljøpåvirkning myndighederne har direkte indflydelse på gennem projekternes udformning.</p>
<i>Administrative og økonomiske styringsmidler</i>	<p>De offentlige myndigheder kan også påvirke samfundets miljøbelastende aktiviteter gennem brug af forskellige administrative og økonomiske styringsmidler. De administrative reguleringsmuligheder omfatter forskellige former for lovgivning. Denne kan være udformet som forbud mod visse aktiviteter eller miljøpåvirkninger, som grænseværdier for miljøpåvirkningen eller koncentrationen af miljøfremmede stoffer i naturen eller som krav om miljøgodkendelse af produkter og produktionsformer osv. De senere års udbredte anvendelse af miljøaftaler mellem myndighederne og erhvervene må også betegnes som en administrativ reguleringsform. De økonomiske styringsmidler omfatter traditionelt alle former for miljøafgifter, hvortil kommer subsidier eller tilskud til anvendelsen af særligt miljøvenlige teknologier og gennemførelsen af andre former for miljøvenlige foranstaltninger i privat regi. I de senere år er rækken af økonomiske styringsmidler udvidet til også at omfatte omsættelige forurenings-tilladelser .</p>
<i>Miljøskatter</i>	<p>I tabel 4.21 er vist en opgørelse af danske produktions- og importskatter med en underopdeling, som viser, hvilke der er miljørelaterede. De miljørelaterede afgifter er opdelt i forureningskatter (bl.a. afgifter på detailsalgspakninger, bekæmpelsesmidler, affald og spildevand), energiskatter (bl.a. afgifter på benzin, olieprodukter, CO₂ og SO₂), transportkatter (bl.a. vægtafgifter betalt af brancherne og registreringsafgifter) og skatter på ressourcer (bl.a. afgift på ledningsført vand). Afgifterne er desuden fordelt på brancher samt husholdninger og anden endelig anvendelse. Fordelingen af produktskatterne på brancher mv. er bl.a. foretaget ud fra det relative forbrug af de produkter, som skatterne er knyttet til. Da skatterne i større eller mindre grad kan være overvæltet på priserne, skal man derfor være opmærksom på, at tallene ikke umiddelbart kan tages som udtryk for, i hvor høj grad miljøafgifterne belaster de pågældende brancher mv.</p>
<i>Informationskampagner</i>	<p>De hidtil omtalte egentlige reguleringsformer kan fra myndighedernes side suppleres med informationskampagner, der skal få befolkningen og erhvervene til at ændre adfærd med henblik på at reducere miljøpåvirkningen. Endelig kan der ydes offentlig støtte til forskning, som fremmer mulighederne for at forbedre miljøforholdene. Der kan være tale om støtte til alt lige fra udvikling af renere teknologier til undersøgelser</p>

af forskellige offentlige foranstaltningmuligheder med henblik på at gennemføre den mest hensigtsmæssige miljøregulering.

Myndighedernes foranstaltninger sigter mod at ændre befolkningens og virksomhedernes aktiviteter - såvel omfanget af aktiviteterne som aktiviteterens sammensætning og valget af teknologi. I den udstrækning dette lykkes, ændres selvsagt også befolkningens og virksomhedernes tilpasning på eget initiativ. Den samlede respons på ændrede miljøforhold er således sammensat af aktivitetsændringer forårsaget af offentlige foranstaltninger og yderligere ændringer på eget initiativ fra befolkningens og erhvervenes side.

Tabel 4.21 **Produktions- og importskatter ekskl. told mv. fordelt på brancher og endelig anvendelse 1997**

	Forurenings- skatter	Energi- skatter	Transport- skatter	Ressource- skatter	Miljø- skatter i alt	Skatter i alt
	— mio. kr. —					
I alt	1 912	24 879	19 698	1 478	47 968	195 558
Privat konsum	524	15 841	11 734	1 153	29 252	42 368
Andre endelige anvendelser	7	0	6 069	0	6 077	92 393
Brancher i alt	1 380	9 038	1 895	325	12 639	60 796
Landbrug, fiskeri og råstofudvinding	159	601	146	12	917	2 421
Industri	309	1 347	201	46	1 904	4 673
Energi- og vandforsyning	8	86	13	0	107	253
Bygge- og anlægsvirksomhed	8	629	204	80	921	1 423
Handel, hotel- og restaurationsvirks. mv.	204	1 434	454	0	2 092	6 314
Transportvirks., post og telekomm.	21	2 045	547	11	2 625	5 884
Finansieringsvirks. mv., forretningsserv.	40	663	155	12	870	20 201
Offentlige og personlige tjenesteydelser	631	2 233	174	164	3 202	19 627

Kilde: Danmarks Statistik (2001d)

4.6.2 Klassificering og måling af miljø- og ressourcebeskyttelse

I forbindelse med analyser af samfundets respons er der brug for at inddele og klassificere miljø- og ressourcebeskyttelsesaktiviteterne på forskellig vis.

Overordnet inddeling af aktiviteter

Følgende aktiviteter kan udskilles:

- Egentlige miljøbeskyttelsesaktiviteter, hvor formålet er at beskytte eller genoprette miljøet
- Miljømæssigt fordelagtige aktiviteter, hvor formålet ikke er miljøbeskyttelse, men hvor aktiviteten er miljømæssigt fordelagtig (fx isolering for at spare energi)
- Ressourcestyring (fx forskning, overvågning og kontrol i fbm. ressourcer)
- Ressourceudvindingsaktiviteter (efterforskning, udvikling og egentlig udvinding)
- Beskyttelse mod naturkatastrofer o.l. (fx bygning af diger)

Det er disse typer af aktiviteter, der mest direkte øver indflydelse på miljøpåvirkning og miljøtilstand. Hertil kommer naturligvis aktiviteter, der virker indirekte, fx via påvirkning af drivkræfterne.

CEPA På europæisk plan er der opstillet en klassifikation for miljøbeskyttelsesaktiviteter, den såkaldte CEPA klassifikation, hvor inddelingskriteriet er miljøtemaorienteret. CEPA er en forkortelse for Classification of Environmental Protection Activities. Klassifikationen omfatter miljøbeskyttelsesaktiviteter i snæver forstand, dvs. at aktiviteter i relation til ressourcestyling og udvinding ikke er omfattet. Klassifikationen ses i tabel 4.22.

Tabel 4.22 **CEPA 2000 klassifikation af miljøbeskyttelsesaktiviteter**

-
- 1 Beskyttelse af luft og klima
 - 2 Spildevandsbehandling
 - 3 Affaldsbehandling
 - 4 Beskyttelse af grundvand og jord
 - 5 Støj- og rystegener
 - 6 Biologisk mangfoldighed og landskab
 - 7 Beskyttelse mod stråling
 - 8 Forskning og udvikling
 - 9 Andre miljøbeskyttende aktiviteter
-

Kilde: Eurostat (2001b)

Tilknyttede og tilpassede produkter For produkter skelnes mellem såkaldte tilknyttede (connected) og tilpassede (adapted) produkter, der defineres således, jf. Eurostat (2001b):

- Tilknyttede varer er varer, der umiddelbart og direkte tjener et miljømæssigt formål (svarende til tjenesterne), fx katalysatorer til biler, septiktanke, affaldscontainere og støjreducerende vinduer.
- Tilpassede produkter er produkter, som er mindre forurenende i brug eller ved bortskaffelse samt dyrere at fremstille end sammenlignelige normale produkter. Et eksempel er blyfri benzin.

Økoindustri I stedet for en tema- eller produktklassificering kan det vælges at benytte brancher som indgangsvinkel til opgørelsen af aktiviteterne. Ved at se på de såkaldte økoindustrier fås et billede af miljøbeskyttelsesaktiviteten fra produktions- eller udbudssiden. Økoindustrien omfatter brancher, der er specialiseret i produktion af tjenester eller varer, hvis formål er miljøbeskyttelse og ressourcestyling. I OECD (1999) defineres økoindustri (environment industry) som "de aktiviteter, der producerer varer og tjenester til at måle, forhindre, begrænse, minimere eller justere miljømæssig skade på vand, luft eller jord såvel som problemer knyttet til affald, støj og økosystemer".

Problemer med at identificere miljøbeskyttelsesaktiviteter Uanset om man forsøger at opgøre miljøbeskyttelsesaktiviteter ud fra miljøtemaer, produkter eller brancher er der i praksis problemer med at opgøre miljøbeskyttelsesaktiviteterne. Et problem er, at en del af aktiviteterne er interne i virksomhederne, således at der indkøbes rå- og hjælpestoffer og anvendes realkapital og arbejdskraft til miljøbeskyttelse i virksomheder, hvis egentlige produktion består af varer eller tjenester, som i øvrigt ikke er miljørelaterede. Sådanne interne miljøbeskyttelsesaktiviteter er svære at identificere. Tilsvarende kan det statistisk være yderst svært at identificere tilpassede produkter, især hvis de med tiden bliver enerådende på markedet, og der således ikke foreligger "normale" produkter at sammenligne med.

Miljøbeskyttelsesudgifter Disse problemer karakteriserer naturligvis også de pengemæssige opgørelser af miljøbeskyttelsesaktiviteterne i form af miljøbeskyttelsesudgifter. Opgørelser af miljøbeskyttelsesudgifter vil derfor altid have en partiel karakter, og man bør være opmærksom på, at ændringer i et lands observerbare miljøbeskyttelsesudgifter over tid ikke nødvendigvis er udtryk for, at landets miljøbeskyttelsesindsats er ændret tilsvarende. Skift i graden af integrerede teknologier, tilpassede produkter og ikke-observerbare interne miljøbeskyttelsesaktiviteter besværliggør sådanne fortolkninger. Det samme gælder i øvrigt ved sammenligning af miljøbeskyttelsesudgifter for forskellige lande.

<i>Kriterier ved opgørelse af miljøbeskyttelsesudgifter</i>	<p>Ved opgørelser af miljøbeskyttelsesudgifter er det i praksis nødvendigt at benytte operationelle kriterier. I SEEA 2000 omtales følgende kriterier:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Formålskriteriet • Ekstra-omkostningskriteriet • Netto-omkostningskriteriet • Opfyldelseskriteriet
<i>Formålskriteriet</i>	<p>Opgørelse af miljøbeskyttelsesudgifter efter formål kan bedst foretages, når der er tale om velafgrænsede aktiviteter, hvor formålet helt tydeligt er miljøbeskyttelse. Eksempler er end-of-line foranstaltninger, fx renseanlæg og filtre.</p>
<i>Ekstra-omkostningskriteriet</i>	<p>Ideen i ekstra-omkostningskriteriet er at identificere de ekstraudgifter, der er forbundet med investeringer og drift af miljøbeskyttelsesaktiviteterne. Især i forbindelse med integrerede og renere teknologier er dette kriterium relevant. For at opgøre ekstraomkostningerne er det nødvendigt at sammenligne udgifterne til renere teknologi med udgifterne ved at anvende standardteknologi.</p>
<i>Netto-omkostningskriteriet</i>	<p>Nettoomkostningskriteriet minder lidt om ekstraomkostningskriteriet, men der medtages kun nettoudgifter, dvs. at evt. besparelser (fx energibesparelser, salg af restprodukter mv.) modregnes.</p>
<i>Opfyldelseskriteriet</i>	<p>Ved brug af opfyldelseskriteriet ses på de udgifter, der specifikt afholdes for at opfylde lovgivningsmæssige krav og frivillige aftaler indgået med henblik på miljøbeskyttelse.</p> <p>Disse kriterier kan evt. benyttes i en kombination ved konkrete opgørelser. Det er dog klart, at uanset hvilken metode eller kombination af metoder, der benyttes, så er miljøbeskyttelsesudgifter ikke veldefinerede.</p>
<i>Udgifterne siger intet om påvirkninger eller tilstande</i>	<p>Opgørelser af miljøbeskyttelsesudgifter kan i bedste fald sige noget om den belastning, husholdninger og brancher må bære pga. miljøbeskyttelsesaktiviteter. Udgifterne kan dermed betragtes som en partiel indikator for samfundets respons. Omvendt kan miljøbeskyttelsesudgifter hverken helt eller delvist benyttes som en indikator for graden af miljøpåvirkninger eller for miljøtilstanden. Færre miljøbeskyttelsesaktiviteter og lavere udgifter i et år kan bevirke at miljøet forringes, men det kan også være udtryk for at miljøet har fået det bedre pga. produktionsomlægninger, integrerede teknologier mv., således at det ikke har været nødvendigt at bruge så mange penge på miljøbeskyttelsesaktiviteter. Dette betyder, at dækkende analyser må inddrage såvel udgifterne ved miljøbeskyttelsestiltag som de dermed forbundne ændringer i miljøpåvirkningerne og miljøtilstanden. Oftest er sådanne koblinger mellem respons og virkningen af responsen dog vanskelige at foretage.</p>
<i>Eksempel</i>	<p>Som eksempel på en partiel opgørelse af miljøbeskyttelsesaktiviteter viser tabel 4.23 de udgifter, som staten, amterne og kommunerne havde i 2000 i forbindelse med genopretning, vedligeholdelse eller forbedring af miljøet. Opgørelsen er partiel dels fordi den kun omfatter de udgifter, som via de offentlige regnskaber og kontoplaner har kunnet identificeres som miljøbeskyttelsesudgifter, dels fordi de ikke-integrerede offentlige virksomheder, herunder en række kommunale selskaber, ikke er omfattet af opgørelsen. Det ses, at udgifterne er klassificeret i overensstemmelse med CEPA, jf. tabel 4.22, idet der dog er indskudt en ekstra kategori for miljøbistand.</p> <p>Tabel 4.23 viser også de miljøindtægter, der har kunnet identificeres ud fra regnskaberne. I denne sammenhæng omfatter indtægter bl.a. salg af markeds-mæssige tjenesteydelser, brugerbetaling mv., men ikke miljørelaterede skattebetalinger.</p>

Tabel 4.23 Miljøudgifter og -indtægter i stat, amter og kommuner fordelt på miljøbeskyttelsesaktiviteter, 2000

	Miljøudgifter	Miljøindtægter
	Mio. kr.	
I alt	9 853	2 509
1. Beskyttelse af luft og klima	2 248	8
2. Spildevand	17	1 311
3. Affald	293	247
4. Jord og grundvand	695	154
5. Støj- og rystegener	5	0
6. Biodiversitet og landskab	2 316	275
7. Stråling	12	0
8. Forskning og udvikling	888	316
9. Miljøbistand	1 633	2
10. Øvrigt	1 746	196

Kilde: Danmarks Statistik (2001c)

Yderligere beskrivelse af miljøbeskyttelsesudgifter

I Eurostat (1994) og Eurostat (2001b) findes i øvrigt en beskrivelse af det såkaldte SERIEE-system, som er et system til opgørelse af miljøbeskyttelsesudgifter. Dette system har dannet grundlag for den del af SEEA 2000, der vedrører miljøbeskyttelsesudgifter. I Finansministeriet (2001) findes en opgørelse af den danske miljøpolitikens omkostninger og fordele som Finansministeriet ser dem. Udgangspunktet er en udgiftsopgørelse, som suppleres med en omkostningsopgørelse, hvor der også tages hensyn til ressourcebesparelser, nettoafgiftseffekter og forvridningstab, for at få et udtryk for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved miljøbeskyttelsesaktiviteterne.