

Bæredygtigt materialevalg

af Bjørn Bauer

TeknologiNævnets rapporter 1994/6



Indhold:

- [Kap. 1.](#) Indledning
- [Kap. 2.](#) Bæredygtigt materialevalg?
- [Kap. 3.](#) Hvad er bæredygtighed?
- [Kap. 4.](#) Livscyklusvurderingen - historie, status og problematikker
- [Kap. 5.](#) Miljømærkning
- [Kap. 6.](#) Miljøstyring
- [Kap. 7.](#) Konkrete danske projekter
- [Kap. 8.](#) Miljøaspekter af det internationale standardiseringsarbejde
- [Kap. 9.](#) Aktører i ind-og udland
- [Referencer](#)

Kapitel 1. Indledning

Miljøhensynet spiller en stadig større rolle i virksomheders og borgernes dagligdag, og kravet om et øget miljøhensyn er da også uomgængeligt, hvis vi skal gøre os håb om at nærme os et bæredygtigt samfund.

Udviklingen mod et bæredygtigt samfund sker langsommere, end man kunne ønske, men vi er trods alt nået dertil, hvor en mærkbar del af den danske befolkning efterspørger miljøvenlige produkter. Miljøhensyn vil fremover være en konkurrenceparameter på linje med pris, kvalitet og service. Kun virksomheder, der arbejder seriøst og konstruktivt med miljøforhold og ­spørgsmål, kan regne med at overleve på længere sigt.

Der skal altså produceres flere og mere miljøvenlige produkter, og en væsentlig del af denne opgave skal løses ved at bruge mere miljøvenlige materialer i produktionen. Der hviler dermed en stor forpligtelse på designere, arkitekter, ingeniører og andre, der har mulighed for at påvirke såvel produkternes udformning og nyttefunktion som valget af materialer til produktionen.

Teknologinævnet har drøftet problemstillinger omkring Grønt Design og Bæredygtigt Materialevalg og har i den sammenhæng fundet behov for at iværksætte et mindre overblikprojekt, der kan belyse problemstillinger som:

- de vigtigste spørgsmål og problemer ved vurdering af materialers bæredygtighed
- de vigtigste løsninger og handlemuligheder

Nærværende rapport udgør resultatet af dette overblikprojekt, idet forslag til Teknologinævnets aktiviteter er afrapporteret særskilt.

Med henblik på at indkredse de mest væsentlige problemstillinger er det tilstræbt at belyse så mange - og særligt danske - erfaringer som muligt i rapporten. Indenfor projektets begrænsede rammer betyder dette omvendt, at de ressourcer, der har kunnet afsættes til de enkelte områder og projekter, ikke har givet mulighed for en ultimativ analyse heraf.

Projektets rammer har afstedkommet en række afgrænsninger, hvoraf skal nævnes:

Bæredygtigt materialevalg

- det har ikke været muligt nationalt og (slet ikke) internationalt at tage kontakt til alle centrale personer eller projekter indenfor området; og
- lovgivning omkring materialevalg, EU-direktiver, EU-forordninger og andre nationale og internationale forhold, der eventuelt kan virke begrænsende på valg af materialer, er ikke behandlet.

Projektet er udført i efteråret 1993 af Bjørn Bauer, PlanMiljø. Rapporten er færdigskrevet i foråret 1994.

Teknologinævnet, december 1994.

Kapitel 2. Bæredygtigt materialevalg?

Opsamling

Vestens befolkning har indrettet sig på en tilværelse med et uacceptabelt stort forbrug af jordens ressourcer og med påvirkninger af miljøet, der fører til uoprettelige skader. Siden 1950 er jordens befolkning fordoblet; fødevarerproduktionen tredoblet; forbruget af fossilt energi firedoblet; industriproduktionen femdoblet. [1] Skovene ryddes med skræmmende hast, og ørken fremkommer i områder, der tidligere var velegnede til dyrkning.

Bæredygtighed handler (i korthed) om, at vi ikke i vores iver for at tilfredsstille egne behov reducerer de kommende generationers mulighed for at få tilfredsstillet deres behov. Det står klart for enhver, at vi i dag - i rige og i fattige lande - fører en aldeles ubæredygtig tilværelse. "Vi låner miljøkapital fra fremtidige generationer uden vilje eller udsigt til at betale den tilbage". [2]

Bæredygtighed ikke kun miljø

Men bæredygtighed handler ikke kun om miljø. I bæredygtighedsdefinitionen indgår økonomiske og sociologiske aspekter på linje med de miljømæssige hensyn. Det er altså ikke nok at tilgodese miljøet; der må også tages hensyn til borgernes rettigheder, samfundets økonomi, arbejdsmiljøet og en lang række andre forhold af afgørende betydning for såvel nuværende som fremtidige generationer. I nærværende notat fokuseres imidlertid på den miljømæssige del af bæredygtighedsbegrebet, idet det er diskussioner omkring miljøforhold, der har initieret udarbejdelsen af papiret. I afsnit 3 redegøres kort for bæredygtighedsdefinitioner og problematikker forbundet hermed.

I et større perspektiv er det klart, at øget omtanke i valget af materialer ikke alene kan bane vejen mod det miljømæssigt set bæredygtige samfund. Bæredygtighed opnås ikke ved tekniske fix, men ved national og international fastlæggelse af langsigtede politiske strategier, der ved markante ændringer af vores omgang med miljø og ressourcer kan føre mod de ønskede mål.

Et eksempel på, at mindre miljøbelastning og bæredygtighed ikke er synonyme, er de senere års udvikling af bilindustrien. Mange større bilproducenter har gennemført betydelige miljømæssige optimeringer af produktionen, f.eks. ved omlægning til vandbaserede laksystemer. Set i et livscyklusperspektiv er det afgørende problem ved bilismen imidlertid ikke lakeringen af bilerne, men forbruget af fossile brændsler ved kørslen og de deraf afledte miljødelæggelser. Store og små miljømæssige forbedringer bør naturligvis altid tilstræbes, men egentlig bæredygtighed på transportområdet kan kun opnås ved omlægning af vores trafikultur, ved satsning på kollektive trafikmidler og ved udvikling af helt nye transportmidler.

Designfasen vigtig

Bæredygtighed eller ej - det er vigtigt at holde fast i, at der ligger et stort miljømæssigt potentiale ved allerede i design- og produktudviklingsfasen at vurdere, hvilke materialer og produkter der i et livscyklusperspektiv har de mindst negative miljømæssige effekter.

For en række stoffer, materialer og produkter - f.eks. CFC, tungmetaller, PCB og DDT - er de uacceptable miljøeffekter i dag så velkendte, at der generelt søges substitutionsmuligheder for disse stoffer.

Kun i få tilfælde er en sådan negativliste over helt uacceptable stoffer dog tilstrækkelig til, at designeren kan foretage et miljømæssigt fornuftigt valg mellem en række alternativer. Produkter og materialer bliver stadig mere sammensatte, og typisk afgøres en miljømæssig sammenligning ikke ved fokusering på enkelte af de stoffer, der indgår i produktet, men ved en helhedsvurdering af hele stofstrømmen fra udvinding af råstoffer til bortskaffelse af affald.

Livscyklusvurderingen

For de mere komplekse materialer, produkter og ydelser fremstår livscyklusvurderingen som det værktøj, der kan vise de samlede miljømæssige effekter ved hele livscyklens fra råvareudvinding over produktion og forbrug til bortskaffelse af produkterne. På hvert procestrin indgår transport og affaldsbortskaffelse (fast affald, spildevand, luft) i vurderingen.

Livscyklusvurderingen har eksisteret i årtier. Der er gennemført en række analyser ikke mindst indenfor emballageområdet, og metoderne til livscyklusvurderinger er under stadig udvikling. Målet er, at livscyklusvurderingerne - ud fra "videnskabelig objektivitet" - gøres sammenlignelige, således at der uden vaklen kan peges på de miljømæssigt bedste alternativer.

En gennemgang af de hidtil foretagne analyser samt af den metodik, der er udviklet, afslører imidlertid, at resultatet af en livscyklusvurdering i vidt omfang afgøres ved de afgrænsninger og forudsætninger, der lægges til grund for analysen: Hvor langt tilbage strækker livscyklens sig, hvilke forureningsparametre sammenlignes der på, hvordan sammenvejes de forskellige miljøeffekter med hinanden, hvordan informeres der om forudsætninger og afgrænsninger etc. At visse analyser er gennemført under indflydelse af f.eks. kommercielle interesser fremstår åbenlyst.

Ikke desto mindre kommer man ikke udenom livscyklusvurderingen, hvis man skal vurdere materialers bæredygtighed eller miljømæssige karakteristika. I afsnit 4 i dette notat redegøres derfor for livscyklusvurderingens principper og metoder og ikke mindst for de problematikker, der er forbundet med livscyklusvurderinger. I afsnittet belyses de vigtigste spørgsmål og problemer ved vurdering af materialers miljøvenlighed.

Diskussionen føres videre i afsnittene 5-8, der alle omhandler konkrete tiltag til at udnytte livscyklusvurderingen i bestræbelserne på at gennemføre et miljøvenligt materialevalg.

Miljømærkning og miljøstyring

EU's miljømærkeordning udnytter principperne fra livscyklusvurderingen til at sammenligne miljøeffekterne af produkter indenfor udvalgte produktgrupper. Der

lægges betydelige ressourcer i udarbejdelsen af kriterierne for EU's miljømærker, og det forventes, at det fælleseuropæiske mærke på sigt vil fortrænge størstedelen af de i dag eksisterende miljømærker. Når kriterierne for miljømærkerne bliver offentliggjort, vil disse udgøre en meget kontant vejledning for designere og produktudviklere indenfor de respektive produktgrupper. Miljømærket kan således få stor betydning for et mere miljøvenligt materialevalg, hvorfor principper og problematikker omkring miljømærkning trækkes op i afsnit 5.

Ved at etablere miljøstyring kan en virksomhed ved spildvurderinger og livscyklusvurderinger få et detaljeret kendskab til de miljømæssige aspekter af hver enkelt led i produktionssystemet samt - ikke mindst - formulere, planlægge og gennemføre tiltag, der kan reducere virksomhedens miljøbelastning. Ved at få certificeret miljøstyringssystemet bindes virksomheden op på handlingsplanerne med en tilbagevendende ekstern revision af miljøstyringssystemet. Et mere miljøvenligt materialevalg bør være en uomgængelig del af miljøstyring i praksis. Principper og problematikker omkring miljøstyring trækkes op i afsnit 6.

Danske erfaringer

I afsnit 7 redegøres for konkrete (primært danske) projekter indenfor området. Gennemgangen af disse erfaringer har til formål at belyse, hvilke problematikker der har vist sig, når spørgsmålet om det miljøvenlige materialevalg operationaliseres og skal føre til konkrete resultater.

International standardisering

Med det indre marked og en omlægning af EU's procedurer vil det internationale standardiseringsarbejde fremover få markant forøget betydning for den industrielle produktion og for designeres og produktudvikleres mulighed for frit at vælge materialer. I afsnit 8 redegøres derfor kort for de miljømæssige aspekter af det internationale standardiseringsarbejde.

Miljøregulering

Udover de her opstillede sammenhænge kan der i eksisterende dansk miljøregulering peges på en række bestemmelser, der har medført og fremover vil bringe et mere miljøvenligt materialevalg. Udover de traditionelle styringsmidler, der er taget i anvendelse i Danmark, kan der peges på en række alternative styringsmidler, der vil kunne bidrage til et mere miljøvenligt materialevalg. En nærmere redegørelse for miljøreguleringens styringsmidler ligger imidlertid udenfor rammerne af nærværende forprojekt.

Kapitel 3. Hvad er Bæredygtighed?

Begrebet "Bæredygtighed" opnåede på miljøområdet en markant bevågenhed ved udgivelsen af Brundtland Kommissionens rapport "Vor fælles fremtid" [3]. I dag tales der om bæredygtigt samfund, bæredygtig vækst og bæredygtigt vaskepulver, uden at grundelementerne i bæredygtighedsbegrebet ofres synderlig opmærksomhed.

Det er blevet moderne at være bæredygtig. Bæredygtigheden skamrides af politikere, virksomheder og reklamefolk, men også forskere og konsulenter excellerer i bæredygtighedsbetragtninger, der intet har med den oprindelige betydning af begrebet at gøre.

Med "Bæredygtig udvikling" forstår Brundtland-kommissionen en udvikling, hvor "opfyldelse af denne generations behov ikke bringer fremtidige generationers mulighed for at få opfyldt deres behov i fare".

Bæredygtig udvikling indebærer ifølge Brundtland-rapporten følgende syv principper: [4]

- et reelt demokrati med aktivt deltagende medborgere;
- et økonomisk system, der frembringer overskud og teknologisk viden på et bæredygtigt grundlag;
- et socialt system, der garanterer løsninger på problemer afstedkommet af en uharmonisk udvikling;
- et produktionssystem, der respekterer nødvendigheden af at bevare den økologiske base for udviklingen;
- et teknologisk system, der udvikler eller søger nye løsninger;
- et internationalt system som understøtter bæredygtige transport- og finansieringsmønstre; samt
- et administrativt system, som er fleksibelt og har evnen til at reagere.

Bæredygtighedsbegrebet omfatter således ikke kun miljømæssige, men også økonomiske og sociale forhold, og begrebet er da også blevet benyttet i årtier indenfor disse områder. Man kan således tale om økologisk, økonomisk og social bæredygtighed, som må afvejes indbyrdes. De parametre, der kan søges vurderet, kan i sammenhæng hermed opdeles i:

1) Miljømæssige parametre, hvor der er rimelig enighed om at se på ressourceudnyttelse, globale miljøeffekter (f.eks. drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning), regionale miljøeffekter (forsuring, eutrofiering), lokale miljøeffekter (affaldsmængder, støj, lugt), nedbrydning af økosystemer, arbejdsmiljøforhold m.v.;

2) Økonomiske parametre, f.eks. produktionsomkostninger og samfundsmæssige omkostninger; og

3) Sociologiske parametre, f.eks. arbejdsløshed, sundhed, ligeberettigelse, menneskerettigheder.

Det kan diskuteres, hvilke af disse vurderingsparametre der skal tillægges størst opmærksomhed. Det forekommer ikke urimeligt, om man i et økonomisk og på mange områder også socialt velstillet land som Danmark tillægger de miljømæssige parametre betydelig opmærksomhed, mens man andre steder i verden vil vægte andre parametre.

3.1 Hvad er et bæredygtigt ressourceforbrug?

Spørgsmålet om, hvornår ressourceforbruget er bæredygtigt, er genstand for en del diskussion, hvoraf her skal refereres et par hovedlinjer.

I en række referencer skelnes mellem "svag" og "stærk" bæredygtighed. [5]

Svag bæredygtighed

Ved svag bæredygtighed forstås, at den samlede værdimængde, der overlades til næste generation - det være sig naturressourcer, menneskeskabt kapital, viden eller miljømæssige værdier - skal være mindst lige så stor som den mængde, man selv modtog. Der forudsættes visse substitutionsmuligheder kategorierne imellem, f.eks. mellem naturressourcer og menneskeskabt kapital.

Der kan opstilles tre forudsætninger for fysisk bæredygtighed, som samfundets forbrug af råstof og energi skal opfylde:

1) Forbruget af fornyelige ressourcer må ikke overskride den hastighed, hvormed de gendannes

2) Forbruget af ikke-fornyelige ressourcer må ikke overskride det tempo, hvormed bæredygtige, vedvarende substitutioner udvikles; og

3) Udledningen af forurening må ikke overskride miljøets absorptionsevne.

Denne bæredygtighedsdefinition er den mest benyttede og svarer til f.eks. Brundtland Kommissionens definition. Centralt er det, at der åbnes mulighed for et fortsat irreversibelt forbrug af ikke-fornyelige ressourcer, så længe der sker en modsvarende udvikling af substitutter.

Stærk bæredygtighed

I modsætning til definitionen på "svag" bæredygtighed ligger det i definitionen på "stærk" bæredygtighed, at man ikke kan erstatte ikke-fornyelige ressourcer. Ethvert forbrug af ikke-fornyelige ressourcer indebærer dermed en forringelse af de kommende generationers muligheder. De kommende generationer skal ikke alene overlades samme *værdimængde*, men ligefrem samme *fysiske* mængde af naturressourcer etc.

I betydelig overensstemmelse med definitionen på stærk bæredygtighed ligger Pedersen (1992), ifølge hvem bæredygtigt ressourceforbrug kan udlægges som en situation, hvor "fornyelige ressourcer ikke må forbruges ud over deres genopbygningsrate, og hvor ikke-fornyelige ressourcer skal bruges på en reversibel måde, således at de efter brug kan genbruges til andre formål, idet der dog må bortses fra uundgåelige tab f.eks. ved diffusion eller slid".

Den stærke bæredygtighed kan principielt set forekomme mest korrekt i forhold til sikringen af kommende generationers valgmuligheder, men at skulle opfylde kriterierne for stærk bæredygtighed forekommer ganske utopisk. Definitionen af svag bæredygtighed efterlader det største spillerum for menneskelig handling og dermed mulighed for at nærme sig et bæredygtigt ressourceforbrug.

3.2 Hvordan opnår vi bæredygtighed?

De politikker, der i dag er formuleret af verdenssamfundet, fører efter alt at dømme til økologisk sammenbrud indenfor de kommende årtier. I bogen "Hinsides grænser for vækst" har Meadows m.fl. opstillet en række scenarier for ressourceudtømming, forurening, levestandard m.v. [6] Alle disse scenarier peger mod en dramatisk stigning i forurening og befolkningstryk med dertil medfølgende økologisk katastrofe. Og det uanset brug af renere teknologi eller ej.

Politiske beslutninger

Skal vi opnå et bæredygtigt samfund, må der helt andre politiske strømninger til. Væsentlige tiltag må finde sted på globalt plan, heriblandt en stor indsats for at begrænse befolkningstallet, omfordeling af klodens ressourcer (hvilket også vil begrænse befolkningstilvæksten), regulering af industriproduktionens størrelse og sammensætning, samt dramatisk øgede pengeresourcer til udvikling af renere teknologi og anden miljøbeskyttelse. En central diskussion i bæredygtighedsproblematikken er dermed spørgsmålet om vækst - og hvilken vækst?

"Dansk miljøpolitik er i dag præget af modstridende interesser. På den ene side synes politikerne efterhånden besluttet på, at der skal gøres en alvorlig indsats for, at Danmark kan yde sit bidrag til løsningen af de store og ofte globale miljøproblemer. På den

anden side tages det politisk som en helt selvfølgelig betingelse, at der skal opretholdes en fortsat vækst i de økonomiske aktiviteter". [7]

Vækst eller ej

Vækst eller ikke-vækst. Diskussionen er omfattende og vedrører bl.a. den måde, hvorpå vi opgør den økonomiske aktivitet via bruttonationalproduktet, BNP. Et "Grønt BNP", hvor miljø- og ressourcemæssige forhold samt sociale aspekter indregnes, vil være en langt mere troværdig indikator for samfundets tilstand. Her vil fældning af regnskov ikke kun - som i dag - blive regnet som en positiv BNP-faktor i kraft af de menneskelige aktiviteter, men også blive regnet negativt i kraft af udhulningen af ressourcebeholdningen.

Kan materialevalget være bæredygtigt? Nej. De enorme muligheder, vi har for forbedringer ved hjælp af mere miljøvenlig teknologi (herunder mindre miljøskadelige materialer), kan hurtigt blive ædt op af endnu en periode med en økonomisk vækst, hvis menneskelige værdi er yderst tvivlsom. Bæredygtighed kan ikke afgrænses til et spørgsmål om større omtanke i materialevalget. Skal vi opnå bæredygtighed, må der tages hul på diskussionen om vores vækst- og fordelingspolitik. Det handler ikke bare om at ændre mening om forskellige konkrete spørgsmål eller om at ændre adfærd på en række specifikke områder. Det er mere dybtgående forandringer, der skal til.

3.3 Miljøvenligt materialevalg

Et egentlig *bæredygtigt* materialevalg er ikke på dagsordenen. Hvad der i bedste fald kan blive tale om er, at man ved grundige analyser kan nå frem til et mere miljøvenligt (eller retteligt: mindre miljøskadeligt) materialevalg, hvorfor udtrykket "Miljøvenligt materialevalg" benyttes i resten af rapporten i stedet for udtrykket "Bæredygtigt materialevalg".

Langt de fleste af de analyser vedrørende produkters "bæredygtighed", der gennemgås i nærværende notat, koncentrerer sig da også om de miljømæssige parametre. Og alene en vurdering og sammenligning af alternative produkters *miljømæssige* egenskaber er en vanskelig proces, der i praksis er behæftet med betydelig usikkerhed og forbundet med afgørende afgrænsninger og subjektive valg.

Hvad der kan kaldes "Miljøvenligt materialevalg" afhænger nemlig helt af den konkrete sammenhæng, materialerne eller produkterne ses i. Visse generelle forhold er indlysende, f.eks. at man skal undgå tungmetaller og CFC'er, men typisk vil valg af det mest miljøvenlige materiale kun (og i bedste fald) kunne foretages i forhold til skarpt afgrænsede produkt- og anvendelsesområder.

Af faktorer, der indgår i afvejningen af materialers miljøvenlighed, kan nævnes:

- produkters levetid
- produkters miljømæssige karakteristika
- produkters brugervenlighed
- produkters sikkerhed
- eksisterende substitutionsmuligheder
- eksisterende affaldsbortskaffelsesordninger
- lokale forhold for produktion, forbrug og affaldsbortskaffelse; og
- muligheder for genbrug af kasserede produkter

At afvejningen ikke er enkel vil blive belyst videre frem i notatet. Det er tilstræbt at redegøre for principper og praktiske forhold for de mest væsentlige af de værktøjer, der står til rådighed for - bl.a. i produktudviklingen - at sikre de mest miljøvenlige produkter.

Et par eksempler illustrerer, at afgørelsen om miljøvenlighed kan være vanskelig:

Lakerede kabinetter

B&O markedsfører fjernsyn med lakerede kabinetter, mens mange andre producenter har kabinetter af f.eks. finér. Det forekommer umiddelbart indlysende, at lakken på kabinetterne kan undværes. Imidlertid vil dette reducere produkternes levetid, idet den mindre modstandsdygtighed overfor snavs, ridser m.v. kan bevirke, at produkterne kasseres af æstetiske årsager før den tekniske levetid egentlig er udløbet. Det umiddelbart miljøvenlige kabinet vil dermed ikke nødvendigvis medføre miljøfordele i et livscyklusforløb.

PVC-rør

Nordisk Wavin producerer rør af PVC til transport af f.eks. vand og spildevand. PVC er et i miljøsammenhænge sortlistet produkt, hvorfor en substitution til andre materialer kunne være ønskeligt, også selv om Nordisk Wavin har etableret genbrugssystemer for gamle rør. Imidlertid findes der næppe andre materialer, der rent teknisk kan opnå samme levetid som PVC-rør, og som i øvrigt er lige så enkle at etablere rørsystemer af. En substitution af PVC som materiale kan dermed medføre problemer med f.eks. landets kloaknet, ligesom miljøpåvirkning og energiforbrug ved gentagne udskiftninger af rør kan forekomme. Hvad der i et livscyklusperspektiv er at foretrække står ikke soleklart.

3.4 Materialeforbrugets udvikling

Ideelt set kunne man tænke sig, at designere tog hensyn både til "nedstrøms forhold" (forbrug og bortskaffelse) og "opstrøms forhold" (udvinding af materialer, materialebearbejdning og fremstilling af produkter). Dette er naturligvis sjældent tilfældet. Designere og produktudviklere har primært til opgave at udvikle produkter, der kan sælges, og eftersom miljøhensynet ikke tidligere har været en salgspareparameter af betydning, er der ikke tradition for at tage miljømæssige hensyn i design- og produktudviklingsfasen.

Forbruget af materialer har ændret sig voldsomt op gennem dette århundrede. Mens forbruget af særligt landbrugs- og skovbrugsbaserede materialer kun er steget svagt, er forbruget af organiske stoffer (herunder fossile brændsler) og mineraler steget kraftigt. [8]

En nærmere granskning af dette skift i råvareforbruget afslører tre vigtige trends i materialeforbruget: Øget varietet, øget effektivitet og øget kompleksitet.

Øget varietet

Hvor den amerikanske industri i begyndelsen af århundredet kun udnyttede ca. 20 grundstoffer, bruges i dag stort set alle 92 naturligt forekommende grundstoffer i den industrielle produktion. Ud af de ca. 60.000 kemiske stoffer, der er udviklet, fremstilles i dag ca. 10.000 stoffer til kommercielt brug. Hvert år introduceres yderligere ca. 1.000 nye kemiske stoffer.

Det stigende antal kemiske stoffer, som indgår i produktionen, gør det stedse vanskeligere at foretage en komplet miljøvurdering, idet der for en stor del af stofferne ikke findes referencer på de miljømæssige karakteristika. For nogle stoffers og produkters vedkommende forekommer sagen dog entydig.

Lysledere

Et eksempel er lysledere af polyethylen, der afløser de traditionelle telekabler af stål, bly og kobber. 1 ton kobberkabler erstattes i dag af godt 30 kg polyethylen med betydelige energi- og miljømæssige fordele.

Keramik og komposit

Med udviklingen af keramik- og kompositmaterialer med helt særlige karakteristika som letvægt, styrke og varmeresistens, er der åbnet mulighed for fremstilling af produkter med mindre miljøskadelige effekter, f.eks. højere energieffektivitet og længere holdbarhed.

Bio-manipulation

Også udviklingen af bio-manipulerede materialer forventes af nogle [9] at kunne få stor betydning, og der findes da også eksempler på, at miljøpåvirkningen fra kemiske produktioner kan reduceres til en brøkdel ved omlægning til produktion på basis af bio-manipulerede materialer. Et eksempel herpå er BASF's produktion af B-vitamin i Grenå, hvor forbruget af chlor helt kan elimineres og de betydelige spildevandsudledninger reduceres væsentligt ved overgang til produktion på basis af bio-manipuleret materiale. [10] Tilbage står uvisheden om de bio-manipulerede materials eventuelle indvirkning på miljøet - dette område er langt fra tilstrækkelig belyst.

Øget effektivitet

Nye letvægtsmaterialer frembyder produktkarakteristika, der langt overgår effektiviteten af tidligere benyttede materialer, hvorved der kan spares såvel råmaterialer som energi.

Øget kompleksitet

Nye teknologier, som muliggør en mere kompleks sammensætning af stoffer, medfører problemer omkring de nye produkters genanvendelse, men frembyder omvendt også muligheden for reduceret vægt og forbedret produktkvalitet. Det er ofte vanskeligt at afveje de komplekse materialesammensætningers miljømæssige ulemper og fordele; des flere materialetyper i et produkt, des vanskeligere miljøvurdering.

Et eksempel er folieposer, der typisk kan være sammensat af ni lag materiale i form af forskellige plasttyper, aluminiumsfolie og tryksvætte. Denne materialesammensætning umuliggør selvsagt genanvendelse, men ifølge OTA (1992) modsvares dette miljømæssigt set af emballagens lave vægt (mindre miljøbelastning fra transport) og produkternes længere holdbarhed i denne emballering. Dette er muligvis korrekt. I sammenhæng med diskussionen om vort forbrugsmønster i afsnit 3.1 må det dog tilføjes, at diskussionen om chips-poser i et bæredygtighedsperspektiv også - blandt en lang række andre forhold - bør omhandle behovet for, at chips har længere holdbarhed end en ét-lags pose kan garantere.

Opsamling

Udviklingen indenfor materialeteknologier giver altså ikke noget entydigt udsagn om de nye materials miljømæssige karakteristika. Hvad der gør situationen mere problematisk i dag end for år tilbage, er det enorme udbud af forskelligartede materialer med vidt differentierede tekniske karakteristika, der kan kombineres på forskellig vis. Samtidig med det stigende udbud af komplicerede materialer og produkter er indsigten i miljømæssige forhold forøget kraftigt, og vi har i dag viden om en lang række aspekter af emissioner og affaldsbortskaffelse, som der først er sat fokus på gennem det seneste årti. En vurdering af materials miljømæssige egenskaber er dermed blevet yderligere kompliceret.

Med "livscyklusvurderingen" er der fremkommet et værktøj, der i det mindste principielt giver mulighed for at vurdere materials miljømæssige karakteristika. At der er tale om komplicerede analyser og vurderinger, er søgt illustreret i afsnit 4.

Kapitel 4. Livscyklusvurderingen - historie, status og problematikker

Livscyklusvurderingen står som et centralt værktøj, når materials miljøegenskaber (eller miljøeffekterne af produkter og serviceydelser) skal vurderes. I vurderingen af materials miljøegenskaber er det nemlig ikke tilstrækkeligt at iagttage de direkte emissioner ved produktion og forbrug af produktet. Skal en analyse være troværdig, må den principielt set udstrækkes til at omhandle hele produktets livscyklus, d.v.s. fra råstofudvinding over produktion til forbrug, affaldsbortskaffelse og genbrug, inklusiv de transportled, der måtte være mellem de enkelte dele af livscyklus. Kun herved muliggøres valget af det reelt mest miljøvenlige materiale.

4.1 Livscyklusvurderingens historie

Begrebet livscyklusvurdering (LCA) for produkter og materialer er udviklet gennem de seneste to årtier, og de første væsentlige internationale afrapporteringer daterer sig tilbage til slutningen af 1960'erne.

Livscyklusvurderingerne er opstået som følge af et ønske om at afklare miljøforholdene for forskellige emballagetyper, f.eks. engangsemballage kontra returemballage. I de senere år er en lang række sammensatte produkter blevet livscyklusvurderet, f.eks. hygiejneprodukter, husholdningsprodukter og tekstiler. Også samlede systemer er vurderet i livscyklussammenhænge, f.eks. energi-, vaske- og transportsystemer.

Livscyklusvurderingen eller LCA (Life-Cycle Assessment) er en af de internationalt set mest accepterede metoder til at vurdere miljømæssige aspekter af materialer, produkter, processer og aktiviteter i et "vugge-til-grav"-perspektiv. Siden starten af 1990'erne er der arbejdet på at sikre, at livscyklusvurderinger gennemføres videnskabeligt og konsistent verden over.

I forhold til et miljøvenligt materialevalg må livscyklusvurderingsmetoderne tillægges betydelig opmærksomhed, idet det ved hjælp af disse vurderinger principielt set er muligt at opgøre såvel økonomiske som sociologiske og ressource- og miljømæssige fordele og ulemper ved de enkelte produkter. Det er dog vigtigt at holde sig klart, at der for en række meget væsentlige forhold i livscyklusvurderingsmetoderne fortsat ikke er klare definitioner og konsistens i den internationale aktørkreds.

4.2 Livscyklusvurderingens indhold og metode

En livscyklusvurdering kan opdeles i en række trin, f.eks.:

- a) Definition af formål og omfang (Goal definition and scoping);
- b) Dataindsamling, opgørelse af ressourceforbrug, af emissioner og affald (Life-Cycle Inventory);
- c) Vurdering af miljøeffekter og ressourceforbrug (Impact Assessment);
- d) Evaluering af analysen, evt. fornyet gennemgang af faserne b-c; og
- e) Muligheder for forbedringer af teknologier.

Til hvert enkelt trin er forbundet afgørende og i vidt omfang subjektive forudsætninger, afgrænsninger og beslutninger, der hver især har stor betydning for det endelige udfald af livscyklusvurderingen.

4.2.1 Definition af formål og omfang

I livscyklusvurderingens første fase redegøres for formålet med livscyklusvurderingen, for vurderingens afgrænsninger, og for det ønskede detaljeringsniveau. Af afgørende betydning er bestemmelsen af hvilke parametre, analysen skal omfatte, idet muligheden for en senere sammenligning af forskellige materialer og produkter afhænger af, om de mest relevante parametre for de enkelte materialer er valgt.

Pedersen (1993) oplister i alt 12 forskellige formål med livscyklusvurderinger. Formålet kan f.eks. være at få en opgørelse af miljøeffekterne af en given produktion (eller af et produkt) til ekstern brug, f.eks. sammenligning af ensartede materialer eller promovering af virksomhed/produkter; eller at fremkomme med bud på mere miljøvenlige alternativer til brug for miljøstyringsaktiviteter på virksomheden.

Funktionsenhed

Skal vurderingen af produkter kunne sammenlignes, skal produkterne være teknisk og funktionsmæssigt sammenlignelige. Derudover skal sammenligningen ske for samme "nyttevirkningsmængde" af produktet, der skal altså være tale om identiske "funktionsenheder". Sammenligner man f.eks. naturgas med biogas, der har en lavere brændværdi, skal man gennemføre analysen for en mængde af gasserne, der giver ligelig energimængde. Andre eksempler på funktionsenheder kan være "mængden af vaskemiddel til en standard husholdningsvask" eller "mængden af biocid, der kan bibringe fyrretræ den ønskede resistens mod en given svampetype".

Parametre

Valget af parametre, der skal vurderes, er afgørende for analysens udsagnskraft, og der gemmer sig her betydelig mulighed for at dreje analysen i en politisk ønskelig retning. I sammenligningen af to forskellige produkter vil udelukkelse af vigtige parametre

kunne afgøre udfaldet (se afsnit 5); sigter analysen på intern brug, f.eks. miljøstyring (se afsnit 6), vil valget af parametre være udslagsgivende for, hvilke tiltag der initieres.

Som nævnt i afsnit 2 kan de parametre, der i en bæredygtighedsbetragtning søges vurderet, opdeles i:

- Miljømæssige parametre, hvor der er rimelig enighed om at se på ressourceudnyttelse, globale miljøeffekter (f.eks. drivhuseffekt, ozonlagnedbrydning), regionale miljøeffekter (forsuring, eutrofiering) og lokale miljøeffekter (affaldsmængder, støj, lugt), nedbrydning af økosystemer m.v. En inddragelse af arbejdsmiljøforhold er hidtil hovedsageligt sket i danske og skandinaviske analyser;
- Sociologiske parametre, f.eks. arbejdsløshed, sundhed, ligeberettigelse. Disse parametre kan have betydning for en samlet vurdering af et materiales bæredygtighed, men er normalt ikke blevet inddraget i LCA;
- Økonomiske parametre, f.eks. produktionsomkostninger, samfundsmæssige omkostninger. De økonomiske parametre er naturligvis essentielle for virksomhedernes beslutningsgrundlag.

I visse projekter holdes disse parametre stærkt adskilte (f.eks. UMIP-projektet, se afsnit 7), mens andre inkluderer så godt som samtlige parametre [11]. Nøgleordet for mange analyser er "pragmatisme". Bæredygtighed oversættes til miljøvenlighed (økologisk bæredygtighed), og der udvælges et antal faktorer, der kan belyse miljøvenligheden af produktet eller aktiviteten. I praksis er det ofte de politiske, økonomiske og/eller tidsmæssige rammer, der bestemmer udvalget af parametre for livscyklusvurderingen.

Systemafgrænsning

De systemer, der skal vurderes, kan afgrænses geografisk, teknologisk, tidsmæssigt og i livsforløbets omfang.

De geografiske afgrænsninger af livscyklusen er et omdiskuteret spørgsmål. Mange ønsker at bruge lokal-specifikke data for ressourceforbrug og emissioner m.v., mens andre taler for gennemsnitsdata. Nogle ønsker at tage hensyn til lokal-specifikke miljøeffekter, mens andre vil begrænse opgørelsen af effekter til at omhandle potentielle effekter eksklusiv lokale forhold.

Heller ikke spørgsmålet om hvilket teknologisk niveau, der skal sammenlignes for, er der enighed om. Nogle LCA-studier baseres på "værste teknologi", nogle på "gennemsnits-teknologi", og nogle på "renere teknologi".

Såvel den geografiske som den teknologiske afgrænsning er naturligvis helt afgørende for en analyses udfald. Problemet er særligt aktuelt, når man skal sammenligne mere sammensatte produkters livscyklus. De fleste er enige om, at hele produktets livscyklus skal inkluderes, fra råvareudvinding til bortskaffelse/genbrug. Hvad man har formået i praksis er vidt forskelligt - men sjældent fuldstændigt. Dette fremstår ikke mindst problematisk, fordi analysernes begrænsninger sjældent erkendes og/eller formidles.

For PVC-produktion er det bl.a. væsentligt hvilken (af tre mulige) metoder til produktion af chlor, man lægger til grund for livscyklusvurderingen. Således indebærer "chlor-alkali"-metoden (som blev benyttet på Soyakage-fabrikken i København) et betydeligt forbrug og emission af kviksølv, mens "membran"-metoden ikke indebærer noget kviksølvforbrug.

I en sammenligning af PVC med andre materialetyper, som er gennemført for Miljøstyrelsen i 1990 [12], kan det ikke iagttages, at produktionen af chlor - der kan udgøre 65 pct. af PVC-materialet - er tillagt opmærksomhed ved vurderingen af PVC. I modsætning hertil indgår miljøeffekter ved fremstilling af papirmasse i vurderingen af papir og pap. Det er således heller ikke i analyser, der udføres med henblik på en direkte sammenligning, helt enkelt at trække systemgrænserne ensartet.

Code of practice

På denne baggrund må SETAC's (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Code of Practice bydes særdeles velkommen [13]. Ikke at denne lille manual når hele vejen rundt om LCA-problematikken, men med udgivelsen af manualen understreger man behovet for at videreudvikle og standardisere metoderne til livscyklusvurdering. Bogen peger på en lang række konkrete områder, hvor yderligere metodeudvikling er nødvendig, og i sammenhæng med bl.a. SETAC's øvrige udgivelser på området [14], hvor der formuleres en meget lang liste over områder, der skal belyses yderligere, fremstår den metodemæssige usikkerhed klart. Om denne usikkerhed bør have konsekvenser er dog ikke formuleret helt eksplicit.

Også Pedersen (1993) bidrager betydeligt til afklaring af, hvor langt livscyklusvurderingen er nået rent metodisk. Der lægges stor vægt på, at information om forudsætninger, afgrænsninger, finansielle kilder m.v. formidles klart, således at en analyses udsagn kan sættes i det rigtige perspektiv.

4.2.2 Livscyklusopgørelse - Life-Cycle Inventory

Den kvantitative opgørelse af ressourcer og emissioner sammenfattes i det, der indenfor SETAC's terminologi betegnes et Life-Cycle Inventory, LCI, en livscyklusopgørelse (eller -kortlægning). Af økonomiske og tidsmæssige årsager ser man kun i et absolut fåtal af livscyklusvurderingerne, at der er udført konkrete undersøgelser af ressourceforbrug og emissioner. Oftest benyttes der tidligere udarbejdede studier og øvrigt eksisterende datamateriale. Enkeltstående undersøgelser, der ikke kan underbygges af øvrige referencer, kan derved - ligesom analyser, der er udført eller finansieret af interessenter på et givent område - få fatal betydning for livscyklusopgørelsen. Dette er særligt problematisk, hvis der ikke gøres opmærksom på de betingelser, analysen er udført under.

Datamangel

Ofte er der ikke kvantitative data til rådighed for livscyklusopgørelsen. Dette har typisk betydet, at de kvalitative data - som må opgøres i tekstform - ikke er blevet inddraget i den endelige miljøvurdering. De kvalitative data bør naturligvis indgå i den endelige livscyklusopgørelse, men effekten af sådanne opgørelser i prosa vil typisk være beskeden, idet resultatet af LCA i mange tilfælde formidles via forsimplede scoringssystemer og karaktergivning. Her passer de kvalitative data dårligt ind.

4.2.3 Evaluering af miljøeffekter og ressourceforbrug

Evalueringen af effekter og ressourceforbrug udtrykker livscyklusvurderingens egentlige formål - at kunne sammenligne alternativer. Der er ikke etableret konsensus om, hvorledes forskellige effekter og ressourceforbrug skal afvejes mod hinanden. Der er dog nogenlunde enighed om at opdele evalueringen i tre trin, klassificering, karakterisering og vurdering.

I klassificeringen grupperes de indsamlede data i forhold til miljøeffekter, hvor de typiske effekter som tidligere nævnt kan være:

- forbrug af fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer [15]
- forureningseffekter i form af drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, human toksicitet, økotoksicitet, dannelse af fotokemiske oxidanter, forsuring og eutrofiering
- nedbrydning af økosystemer og landskab.

Karakterisering

I karakteriseringen foretages - så vidt muligt på baggrund af videnskabelige data - en akkumulering af effekterne indenfor de kategorier, der er benyttet i klassificeringen. F.eks. kan man opgøre det samlede drivhuseffekt-potentiale for en række stoffer ved at gange de emitterede mængder med de enkelte stoffers drivhuseffekt-potentiale. I tabel 1 er vist drivhuseffekt-potentialet for fire stoffer. Det ses, at drivhuseffekten af ét kg CFC-11 er 3.400 gange større end drivhuseffekten af ét kg CO₂.

Også de ikke-quantificerbare effekter bør som nævnt spille en rolle i karakteriseringen af miljøeffekter. Der findes dog ikke retningslinjer for, hvordan disse skal vægtes i den endelige vurdering. Som minimum må det anbefales, at de kvalitative data formidles i tekst.

	Drivhuseffekt-potentiale 100 år (kg CO ₂ pr. kg stof)
CO (kulilte)	3
CO ₂ (kultveilte)	1
CFC-11 (trichlorfluormethan)	3.400
NOx (kvælstofilte)	7

Tabel 1: Standardfaktorer for drivhuseffekt-potentiale.

Omregning til CO₂-potentiale pr. kg stof

I **vurderingen** sammenvejes endelig bidragene fra de effektkategorier, der er udvalgt. Det er altså her, at den berømte sammenligning mellem pærer og bananer skal udføres: Drivhuseffekt, eutrofiering, menneskerettigheder og arbejdsløshed. Der

findes af gode grunde ikke fornuftige retningslinjer for, hvorledes denne sammenvejning skal udføres, hvorfor det endelige resultat vil reflektere en blanding af samfundets og den projektudførendes prioriteringer af miljø- og samfundsforhold.

Med baggrund i de metodemæssige problemer omkring sammenvejningen af effekter og ressourceforbrug, er status for de fleste studier, at man er standset ved selve opgørelsen af effekter, Life-Cycle Inventory. Typisk er data ikke samlet i effektkategorier, og der er ikke foretaget en effektvurdering. LCA er altså endnu langt fra et færdigudviklet koncept.

4.3 Anvendelse af livscyklusvurderinger

LCA-metoderne er endnu langt fra så standardiserede, at man kan tale om én metode til livscyklusvurderinger. Næppe mange vil bestride, at livscyklusvurderingen ideelt set kan give det optimale billede af produkters miljøegenskaber, men om dette billede er anvendeligt i en konkret sammenhæng afhænger helt af formålet med at udarbejde livscyklusvurderingen:

- skal livscyklusvurderingen benyttes internt til strategisk planlægning eller miljømæssig optimering af produktionen, f.eks. med henblik på implementering af miljøstyring (se afsnit 6), kan LCA bibringe virksomheden viden om, hvor i produktionskæden initiativer kan give de største miljømæssige fordele;
- skal livscyklusvurderingen benyttes eksternt f.eks. til miljømærkning (se afsnit 5), andre markedsføringsmæssige tiltag eller kommunikation overfor myndigheder og befolkning, kan LCA dokumentere virksomhedens førende position på et givent område.

Der findes ikke én metode, som vil kunne benyttes i alle situationer. Selv den mere tekniske del af livscyklusvurderingen, livscyklusopgørelsen, vil forløbe forskelligt, afhængig af formål, målgruppe, værdigrundlag, sammenligningsgrundlag, funktionalitet og horisont.

Pedersen skelner som nævnt mellem hele 12 forskellige anvendelser af livscyklusvurderinger. Netop forskellige formål med udarbejdelse af livscyklusvurderinger, samt en kritikløs anvendelse af undersøgelsestater, er en del af baggrunden for, at livscyklusvurderinger af det samme produkt kan komme frem til vidt forskellige resultater. [16]

De største problemer opstår, når studier med snævert sigte anvendes ukritisk til produktmærkning og lignende, hvor meget komplekse budskaber ofte forenkles i urimelig grad og videregives løsrevet fra deres oprindelige forudsætninger. Dette har ført visse forfattere [17] til helt at fraråde sådanne virksomhedseksterne anvendelser, indtil der er sket en forbedring af de anvendte metoder.

Netop en forbedring af metoderne står i disse år højt placeret på dagsordenen hos organisationer og forskere, der beskæftiger sig med livscyklusvurderinger. SETAC har således udover den ovenfor nævnte "Code of Practice" [18] i 1990'erne udgivet tre større tekstsamlinger omhandlende livscyklusvurderinger, hvori der opstilles flere hundrede forslag til forskningsfelter indenfor området, herunder ikke mindst indenfor sammenligningen af miljøeffekter.

Også i Danmark arbejder produktionsvirksomheder, konsulenter og forskere på udvikling af livscyklusvurderingsmetoderne, i vidt omfang støttet af offentlige midler. I afsnit 7 gennemgås kort en række danske initiativer indenfor området.

Det må betragtes som afgørende for den offentlige tillid til LCA, at livscyklusvurderingerne lever op til en række fælles kvalitetskrav vedr. bl.a. fuldstændighed og gennemskuelighed (transparency), formuleret i f.eks. SETAC (1993) og (især) Pedersen (1993:3).

4.4 EDB-værktøjer til LCA

I de senere år er der udviklet et antal EDB-værktøjer, der kan lette udførelsen af livscyklusvurderinger, og flere er under udarbejdelse. Det forekommer da også indlysende, at livscyklusvurderingerne kan gennemføres betydeligt hurtigere og mere konsistent, hvis der etableres en database med miljørelevante informationer om materialer og produkter. Problemet med EDB-værktøjerne kan omvendt være, at disse tillægges en betydning som "objektive redskaber", således at betydningen af de afgrænsninger, parametre og lokalspecifikke forhold, som i virkeligheden afgør udfaldet af den konkrete analyse, sløres.

"LCA Inventory Tool"

LCA Inventory Tool er udarbejdet af Chalmers Industriteknik [19] i Göteborg. Programmet gør det muligt at opstille et procestræ med alle delprocesser (inkl. transport) med en samlet opgørelse af emissioner og ressourceforbrug i disse processer. Der opstilles en profil af de indtastede emissioner og ressourceforbrug, hvor sammenligning er mulig ud fra de kriterier, operatøren selv har

indtastet.

"SimaPro"

SimaPro [20] er en database, hvor miljøeffekter af en lang række procestrin og aktiviteter er lagt ind - med mulighed for redigering. Programmet findes i to udgaver: en beskåret udgave til designere, der har behov for et hurtigtarbejdende værktøj, og en mere udbygget udgave for forskere etc., der har behov for selv at indtaste procesdata, fastsætte værdigrundlag etc. Programmet forekommer ligesom LCA Inventory Tool relativt indviklet at benytte, hvilket naturligvis kun afspejler kompleksiteten af livscyklusvurderinger.

Begge ovennævnte programmer kan - når de er indarbejdet - lette gennemførelsen af livscyklusvurderinger betydeligt. Særligt skal det fremhæves, at operatøren har mulighed for at benytte de data, der forekommer rigtigst i den konkrete sammenhæng. EDB-værktøjerne ændrer nemlig ikke på det faktum, at subjektive valg vil være afgørende for analysens udfald. Det skal i øvrigt nævnes, at begge programmer er relativt kostbare i anskaffelse og kræver nogen øvelse for at blive udnyttet fuldt ud.

"Livscyklusvurdering"

Programmet Livscyklusvurdering (Visionik 1993) er udarbejdet til undervisningsbrug og har sin force i på overskuelig måde at kunne illustrere livscyklusvurderinger og de enkelte parametervalg heri. Programmet står foran en udbygning og videreudvikling i de kommende år.

4.5 Problematikker omkring livscyklusvurderinger

Livscyklusvurderingen er uden tvivl kommet for at blive. Livscyklusvurderingen har helt klart en mission ved for et specifikt produkt at kunne pege på de mest miljøbelastende trin i livscyklens. Vanskeligere bliver det, når forskellige produkter skal sammenlignes, her peger en lang række nøglepersoner på, at LCA ikke kan bruges til at vægte komplicerede parametersamlinger overfor hinanden.

Det anerkendes bredt, at det mest levende forum for udviklingen af LCA-metodik er SETAC, og der er da også her i årevis blevet arbejdet på at videnskabeliggøre analysemetoderne. Det kan på den baggrund synes lidet lovende, at man stadig er meget langt fra at have etableret konsensus om de mest væsentlige LCA-principper.

Kommerciel interesse

Men LCA kan bruges - og bliver brugt - politisk og markedsføringsmæssigt. Der er store økonomiske interesser gemt i denne analyseform (se f.eks. omtale af miljømærknings-disputen vedr. isoleringsmateriale i afsnit 5), og man må derfor fortsat ruste sig med en god portion skepsis, når livscyklusvurderinger benyttes til prioritering mellem produkter uden tilstrækkelig information om, hvad der ligger til grund for prioriteringen. En sammenligning af livscyklusvurderinger for forskellige materialer bør kun ske, hvis:

- a) De enkelte analyser er afgrænset ensartet
- b) Analyserne indeholder de relevante parametre for hvert enkelt stof
- c) Der kan sammenlignes på identiske funktionsenheder; og
- d) Det forekommer ræsonnabelt at sammenligne miljøeffekterne.

At alt dette er tilfældet for en given LCA, kan være svært at afgøre som udenforstående.

På trods af kritikpunkterne er det dog svært at mene andet, end at livscyklusvurderingen er det eneste relativt troværdige værktøj til at sammenligne materialers miljøeffekter. Men der skal ofres god tid på afgrænsninger, parametre og miljøeffektvurderinger, og ikke mindst skal formidlingen heraf samt af de metodemæssige usikkerheder prioriteres højt.

I den danske miljøadministration har LCA bidraget til at understøtte en produktorienteret miljøvurdering, hvor miljøadministrationen ellers hidtil har været procesorienteret. Der er da også gennem de senere år iværksat en række initiativer herhjemme til belysning af produkters og materialers samlede miljøeffekt over en livscyklus. Et udvalg af de mest interessante projekter præsenteres kort i afsnit 8, ligesom konkrete erfaringer fra virksomheder vil blive gennemgået.

Livscyklusvurderingen er kommet for at blive - men værktøjet er så relativt nyt, at den praktiske betydning af LCA endnu ikke kan vurderes. Kun et begrænset antal virksomheder og konsulentfirmaer har afprøvet LCA-metodikker, og værktøjet mangler helt at blive indarbejdet i den offentlige miljøregulering.

Ideelt set kan livscyklusvurderinger pege på et miljøvenligt og til en vis grad bæredygtigt materialevalg - i praksis er sagen mere indviklet. LCA-værktøjet er kompliceret at anvende og behæftet med en lang række muligheder for fejl og subjektive skøn, der har stor betydning for det endelige resultat af analyserne.

Hvad der overordnet set mangler er en mere dybtgående diskussion af og konsensus omkring, hvad livscyklusvurderinger med rimelighed kan bruges til. Næsten alle indenfor området er enige i, at LCA er et glimrende værktøj (men ikke uproblematisk) til opgørelse af miljøeffekter og til prioriteringer internt i virksomheder. Og næsten lige så mange finder det særdeles problematisk at anvende livscyklusvurderinger til sammenligning af produkter, vægtning af miljøegenskaber og prioritering af materialer.

Herunder skal kort opsummeres en række problematikker, ligesom de følgende afsnit om miljømærkning og certificeret miljøstyring også (blandt en række andre aspekter) vedrører forhold omkring livscyklusvurderinger.

Politik og økonomi

Det overordnede problem er, at påberåbelsen af videnskabelighed i livscyklusvurderingen kan sløre det faktum, at politiske, økonomiske eller andre interesser ofte spiller ind på - eller ligefrem er afgørende for - en livscyklusvurderings udfald.

Afgrænsning

Afgrænsningen (teknologisk, geografisk, livsforløb m.v.) af livscyklusvurderingen kan i vidt omfang afgøre vurderingens resultat. Dette gælder såvel for analyser til intern som til ekstern brug.

Parametre

I en miljømæssig sammenligning mellem to materialer vil udvælgelsen af parametre være afgørende for resultatet. Arbejdsmiljø indgår f.eks. stort set kun i danske og nordiske undersøgelser som parameter, hvorfor arbejdsmiljøbelastende processer i udenlandske undersøgelser kan blive rangeret mere positivt end i en nordisk undersøgelse.

Bæredygtighed

Til parameterdiskussionen kan tilføjes, at livscyklusvurderingen udelukkende sigter på at belyse de miljømæssige aspekter af produkt- og servicesystemer. Der er ikke planer om at lade en egentlig bæredygtighedsbetragtning indgå i retningslinjerne fra hverken SETAC eller ISO.

Sammenvejning

I en sammenlignende vurdering af miljøeffekter er den vægt, den enkelte parameter tillægges, af afgørende betydning. Således er vægtningen af energiforbrug overfor ozonlagnedbrydning afgørende for resultatet af den sammenlignende vurdering af hulmurs-isoleringsmaterialer, der er refereret i afsnit 5.

Skal livscyklusvurderinger gennemføres troværdigt - med inddragelse af *hele* livscyklens, alle væsentlige parametre og de relevante teknologiske forhold - kræver en analyse indsettelse af særdeles betydelige ressourcemængder. EDB-værktøjer kan i et vist omfang reducere arbejdsbyrden, men der er fortsat et behov for udvikling af mere håndterbare tilgangsvinkler til LCA - med iboende risiko for, at forenklingen fører til ukorrekte resultater. Som billedet er i dag, er livscyklusvurderingen ikke et brugbart redskab for små og mellemstore virksomheder, der vil gennemføre en miljømæssig optimering af materialevalget.

Når alt dette er nævnt, fremstår den måske væsentligste problemstilling omkring den manglende gennemsigtighed i analyserne.

Det er ofte vanskeligt eller umuligt at gennemskue hvilke afgrænsninger, forudsætninger, parametervalg og eventuelle partsinteresser, der ligger til grund for en livscyklusvurdering. Disse forhold kan være helt afgørende for en analyses udfald. Skal der i fremtiden kunne sættes større lid til livscyklusvurderingerne, må der gøres en særlig indsats for generelt at øge gennemsigtigheden i analyserne.

Kapitel 5. Miljømærkning

Alle forbrugere er gennem de senere år stødt på et utal af miljømærker på stort set alle typer af varer. En lang række af disse miljømærker er private mærker, udarbejdet efter uigennemskuelige kriterier og med ét letgennemskueligt formål: At drage kommerciel nytte af forbrugernes interesse for miljøet. Hvilket i sig selv ikke er illegitimt, men den store usikkerhed om miljømærkernes troværdighed reducerer effekten af de få troværdige mærker betydeligt. Problematikken er velkendt, hvorfor de private og nationale miljømærker ikke vil blive behandlet i denne sammenhæng.

EU's miljømærke

Som modspil til den lange række eksisterende miljømærker påbegyndte EU i starten af 1990'erne arbejdet med et fælles EU-miljømærke, der med tiden - i kraft af troværdighed og international konsensus - skulle kunne afløse såvel de private som de nationale miljømærker.

Det styringsmæssige potentiale af et positivt miljømærke (som fremhæver et produkts miljøegenskaber) er dobbelt:

- Forbrugeren får (ideelt set) mulighed for at vælge et af de mindst miljøbelastende produkter på markedet.
- Som konsekvens heraf får producenterne et incitament til at opfylde kriterierne for miljømærket, hvorved produktionen generelt bevæger sig mod mindre miljøbelastning.

Optakten til EU-miljømærkets [21] introduktion var dog ikke lovende. Proceduren for udvælgelse af produkter var, at en central EU-Komité ud fra uigennemskuelige kriterier udvalgte de produkter, der som mest miljøvenlige fik retten til at bære EU-miljømærket. Denne lidet troværdige procedure fik en ende i starten af 1992, hvor det blev besluttet at udarbejde "objektive" og transparente kriterier for tildeling af miljømærket indenfor de enkelte produktgrupper.

Det europæiske miljømærke er blevet introduceret for de første produkter, vaskemaskiner, og andre områder er på vej. Tabellen nedenfor viser den række produktgrupper, der for tiden arbejdes på (forår 1994).

LCA og miljømærker

Som beskrevet i afsnit 4 er der delte holdninger til livscyklusvurderinger som værktøj til at vælge mellem produkter. En repræsentant fra Miljøstyrelsen mener, at miljømærkeordningen giver virksomhederne en "objektiv grøn reklame" [22]. Samtidig udtaler en anden repræsentant fra Miljøstyrelsen, at "det er problematisk at bruge vugge-til-grav analyserne til vægtning af miljøegenskaber, uanset EU-forskriften" [23]. En tredje repræsentant for Miljøstyrelsen udtaler, at "den største gevinst ligger i, at der kommer et pres i retning af renere teknologi og renere produkter".[24]

Kriterierne for miljømærkeordningen skal efter planen revurderes hvert tredje år, og det er forudsat, at højst 30 pct. af markedets produkter skal kunne klare kravene i miljømærkerne. For den første produktgruppe, vaskemaskiner, har hele 70 pct. af produkterne på markedet imidlertid mulighed for at opfylde miljømærket. Dermed bortfalder et betydeligt element i formålet med mærket.[25]

Ansvarlig	Produktgruppe	Ansvarlig	Produktgruppe
England	Vaskemaskiner	Frankrig	Hårshampoo
England	Opvaskemaskiner	Danmark	Skrivepapir
England	Hårspray	Danmark	Toiletpapir

England	Deodoranter	Danmark	Køkkenruller
England	Jordforbedringsmidler	Danmark	Vægisolering
Holland	Kattegrus	Danmark	T-shirts
Holland	Sko	Danmark	Sengelinned
Italien	Emballage	England	Hygiejneartikler
Italien	Køleskabe og fryser	England	Bygningsmaterialer
Italien/Portugal	Tegl	England	Glasvarer
Tyskland	Detergenter	England	Solcellebatterier
Tyskland	Husholdnings-rengøringsmidler	England	Stentøj
Tyskland	Solopvarmningssystemer	England	Hårplejemidler
Frankrig	Farve og lak	England	El-pærer
Frankrig	Batterier		

Figur 5.1: Igangsatte miljømærkningsaktiviteter indenfor EU's miljømærke.

Prioritering af produkter

Det arbejde, der hidtil er udført, har været initieret af producenter, der kan se en kommerciel mulighed i at få miljømærket produkterne. Der er således ikke taget stilling til, hvilke produktgrupper, der må anses for at være særligt miljøskadelige, hvor de potentielt største miljømæssige fordele vil kunne hentes ved en mærkningsordning. Efter planen vil man i 1994 råde bod på dette paradoks, idet man vil nedsætte et vurderingsnævn, der prioriterer fremtidige arbejdsområder. [26]

I forbindelse med miljømærkearbejdet indbydes såvel miljø- som forbrugerorganisationer til at deltage i arbejdet omkring mærkningsordningen - med visse omkostninger betalt. F.eks. er Forbrugerstyrelsens nye miljømedarbejder delvist finansieret af EU-miljømærkningsmidler. Der er dog ikke tale om dækning af alle omkostninger, og systemet giver ingen garanti for, at miljø- og forbrugerinteresser virkelig får indflydelse på udformningen af kriterier for miljømærket; der er store interesser på spil. Vicedirektør i Miljøstyrelsen, Niels Juul Jensen, fremhæver netop den manglende indflydelse fra forbrugere og grønne organisationer som et af hovedproblemerne ved ordningen. [27]

Erfaringen hidtil viser, at området er genstand for en betydelig interesse fra såvel virksomheder som nationer. Når en regering i den indledende proces har tilbudt at stå for udarbejdelsen af miljømærker for et givent område, har det i samtlige tilfælde været for produkter, hvor landet har en stor og vigtig industri. De enkelte lande er ikke blinde for muligheden for at sikre overensstemmelse mellem nationale industrielle interesser og kriterier for miljømærkerne.

Vægisolering

En diskussion omkring miljømærkningen af hulmursisoleringmaterialer illustrerer den store interesse, der er omkring det fælleseuropæiske miljømærke.

På baggrund af en belgisk livscyklusvurdering har Danmark fået til opgave at udvælge og vægte kriterier for miljøvurdering af isoleringsmateriale til hulmure. På markedet findes i hovedsagen to produkter: Isoleringsskum, der fremstilles i bl.a. Tyskland og England, og mineraluldsprodukter, der primært fremstilles i Danmark.

I en artikel i bladet Ingeniøren hævdes det, at firmaet dk-TEKNIK, som forestår arbejdet for Miljøstyrelsen, er nået frem til at inddrage særligt de kriterier, der kan belaste skumisoleringsmidlerne. Dette skulle have vakt betydelig furore såvel i ekspertgruppen, der skal kommentere forslaget til kriterier, som naturligvis hos de (udenlandske) producenter af isoleringsskum [28], der i givet fald ikke vil kunne opnå miljømærket.

Denne udlægning af hændelsesforløbet tilbagevises imidlertid kraftigt af Miljøstyrelsen. Kriteriefastsættelsen diskuteres fortsat i det internationale forum, og det afvises blankt, at der skulle være tale om særlig favorisering af danske produkter. [29]

Uanset hvordan forløbet reelt har været, viser "sagen", at miljømærkningen er genstand for stor politisk og kommerciel interesse, og at miljømærkerne kan få betydelige samfundsmæssige aspekter. Der kan derfor være god grund til at øge den offentlige opmærksomhed omkring EU's miljømærkningsinitiativer.

5.1 Opsamling og problematikker ved EU's miljømærkning

Et troværdigt miljømærke giver ideelt set designere, producenter og forbrugere mulighed for at vælge de mindst miljøskadelige varer indenfor en produktgruppe. Tildeling af et troværdigt miljømærke vil erfaringsmæssigt virke stærkt salgsfremmende, hvorfor der er store interesser involveret i arbejdet omkring EU's miljømærke. Som fremtidens fælleseuropæiske tilkendegivelse af en vares miljøvenlighed er EU's miljømærke omgivet af et væld af videnskabelige, metodiske, politiske og økonomiske aspekter og interesser. EU's miljømærkningsordning vil helt givet medføre en øget implementering af renere teknologi hos producenterne. En analyse af nedennævnte forhold kan afklare de eventuelle sideeffekter af miljømærkningsordningen.

LCA-metoder

Det må diskuteres, om livscyklusvurderingen som metode er så standardiseret og videnskabeligt troværdig, at den kan danne baggrund for en miljømærkning. Mange aktører mener nej, er der i så fald et alternativ?

Miljøstyring

Vil det f.eks. være en fordel at tildele miljømærket i henhold til, om en virksomhed (hele produktionskæden) er miljøcertificeret? Hvilke fordele og ulemper vil der ligge i en sådan mærkningsordning?

Produktgrupper

Valget af de kommende års arbejdsområder sker i et vurderingsnævn, der skal udvælge relevante produktgrupper til miljømærkningsordningen. Der vil ifølge Miljøstyrelsen blive tale om typiske hverdagsprodukter. Baggrunden for valg og ikke-valg af produkter bør vurderes.

Kriterier

Hvordan er kriteriefastsættelsen forløbet indenfor de udvalgte produktgrupper, hvordan er livscyklusvurderingerne gennemført, *er* der reelt tale om LCA eller kun dele af LCA?

Bliver kriterierne som lovet så skrappe, at kun de markant mest miljøvenlige produkter tildeles mærket, eller bliver mærket grundet industrielt pres udvandet ved lave kriterier?

Nationale interesser

Hvilke nationale interesser har sit spil indenfor EU's miljømærkningssystem, hvordan kommer interesserne til udtryk, og hvordan håndterer EU eventuelle modsætninger?

Små og mellemstore

I hvilket omfang styres EU's miljømærkeordning af virksomheder og økonomiske interesser, hvordan er situationen for små og mellemstore virksomheder (økonomisk eller administrativ byrde for at få miljømærket)?

Bæredygtighed

Hvis alle produkter indenfor en produktgruppe er miljøskadelige, kan det forekomme paradoksalt at uddele et miljømærke til det - trods alt - mindst miljøskadelige af produkterne. Vil det være rimeligt at opstille (økologiske) bæredygtighedskriterier som minimumsbetingelser for at et miljømærke kan uddeles indenfor en produktgruppe?

Udviklingslandene

Miljømærker kan komme til at fungere som en handelsbarriere, der gør det yderligere vanskeligt for f.eks. udviklingslandene at afsætte varer på det europæiske marked. Hvordan er denne problematik håndteret, og hvilken betydning kan EU's miljømærke få for virksomheder i udviklingslandene?

Kapitel 6. Miljøstyring

Produktionsvirksomheder kan ved at etablere en form for miljøstyring tage et væsentligt skridt frem mod et mere miljøvenligt materialevalg. Med miljøstyring forstås, at virksomheden gennemgår hele produktionssystemet og bestræber sig på at styre de enkelte procesled således, at miljøpåvirkningen reduceres (se senere).

Der er siden midten af 1980'erne etableret forskellige systemer til miljøstyring, hvor nogle sigter på en her-og-nu effekt ved en såkaldt miljøteknisk revision, mens de mere vedvarende systemer indebærer en fastlæggelse af miljøpolitik og miljømæssige mål, gennemførelse af aktivitetsforløb og løbende evaluering af aktiviteter med efterfølgende fastlæggelse af nye mål. Herved sikres en kontinuerlig stræben mod en forbedret miljøprofil, hvilket bl.a. kan have form af brug af mindre miljøskadelige materialer.

Frivillighed

Den bærende idé er, at virksomhederne fremover frivilligt - fremfor at afvente krav og påbud fra miljømyndighederne - tager hånd om og reducerer/fjerner de miljøproblemer, produktionen og produkterne måtte afstedkomme.

Det gælder for alle tiltag til miljømæssig promovering - det være sig miljømærkning, miljøstyring eller andet - at der er behov for, at metoder, analyser og aktiviteter er sammenlignelige og transparente, således at udenforstående kan fæste lid til den information, der gives. Et vigtigt skridt herimod er den første standardiserede manual for miljøledelsessystemer, udarbejdet af British Standard: BS 7750 - Environmental Management Systems. Denne standard vil efter alt at dømme vinde stor udbredelse, og erfaringerne herfra vil danne udgangspunkt for en ISO-standard på området (se afsnit 8).

BS 7750 specificerer krav til udvikling, implementering og vedligeholdelse af miljøstyr-

ingssystemer, der skal sikre overholdelse af en miljøpolitik. Standarden indeholder altså ikke miljømæssige krav som sådan, men udelukkende krav til, hvordan et styringssystem skal bygges op.

Analogt til BS 7750 arbejdes der indenfor EU på færdiggørelse af en ECO-Audit-standard, som i praksis minder meget om BS 7750. Der er gennemført en række implementeringsforsøg på virksomheder i EU, og erfaringerne herfra er opsamlet i en evalueringsrapport. Denne refereres i slutningen af dette afsnit.

6.1 Hvad er miljøstyring og miljøcertificering?

Hvad der gør miljøstyring interessant i relation til ønsket om at tilstræbe et mere miljøvenligt materialevalg er, at miljøstyring ikke er en enkeltstående aktivitet. En virksomhed med et certificeret miljøstyringssystem skal med jævne mellemrum evaluere den hidtidige indsats i forhold til de opstillede mål og på baggrund heraf fastsætte nye miljømæssige mål. Dette er illustreret i fig.6.1 (se næste side).

Fig. 6.1: Illustration af British Standard BS 7750, Certificeret miljøstyring

Fig. 6.1: Illustration af British Standard BS 7750, Certificeret miljøstyring

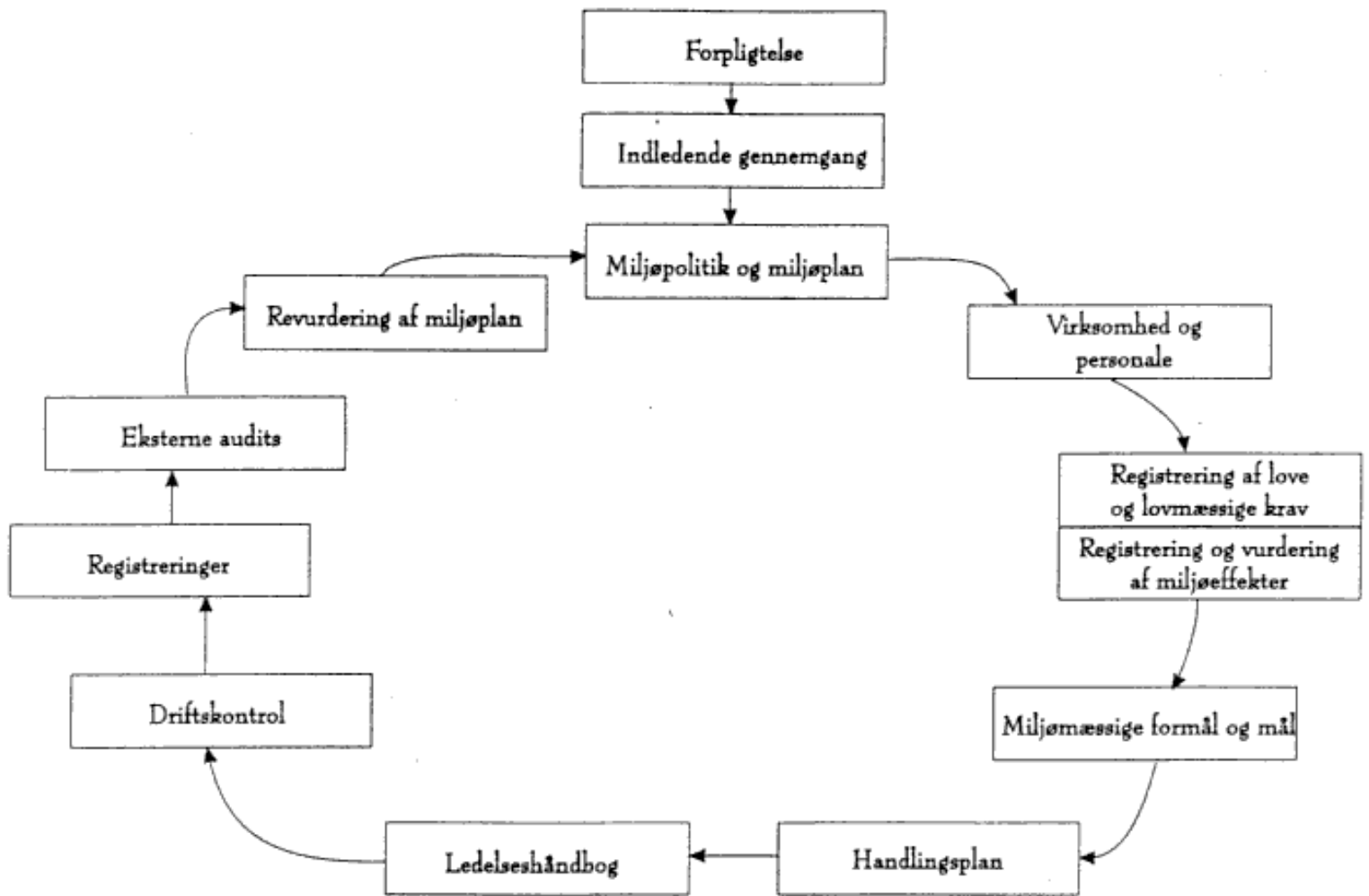


Fig. 6.1 illustrerer den turnus, en virksomhed skal gennemløbe, når den har implementeret certificeret miljøstyring i henhold til BS 7750:

- I formuleringen af en miljøpolitik forpligter virksomheden sig til en kontinuerlig reduktion af virksomhedens samlede miljøpåvirkning. Miljøpolitikken skal være offentlig tilgængelig.
- Virksomheden skal inddrage medarbejdere på alle niveauer og definere opgaver og ansvar for de personer, der varetager de forskellige elementer i miljøstyringskonceptet.
- Virksomheden skal opgøre alle lovgivningsmæssige og øvrige krav, der har betydning for aktiviteter, produkter eller service.
- Virksomheden skal opgøre alle miljømæssige effekter, både direkte og indirekte, der følger af aktiviteter, produkter eller service. Dette gælder forbrug af ressourcer, alle emissioner og alt affald.
- Virksomheden skal opstille miljømæssige mål for alle relevante niveauer af organisationen og med en kontinuerlig forbedring af den miljømæssige ydeevne.
- Virksomheden skal formulere et miljøstyringsprogram med anvisninger på, hvorledes de opstillede målsætninger kan nås.
- Miljøstyringsprogrammet skal dokumenteres i alle sine enkeltheder i en miljøstyringsmanual.
- Virksomheden skal sikre, at miljøstyringsprogrammet bliver gennemført under nøje kontrol.

- Virksomheden skal verificere overholdelse af målsætninger, arbejdsinstruktioner m.v. I tilfælde af, at miljøstyringssystemet ikke overholdes, skal virksomheden tage initiativ til ændringer.
- Virksomheden skal føre optegnelse over miljøstyringssystemets opbygning, opfyldelse af mål etc.
- Virksomheden skal gennemføre interne audits som en del af miljøstyringssystemet; det certificerende kontrolorgan gennemfører eksterne audits af hele systemet.
- På baggrund af målopfyldelse, audits m.v. skal virksomheden med passende intervaller revurdere miljøstyringssystemet og fastsætte nye mål.

At etablere et miljøstyringssystem i overensstemmelse med BS 7750 er - som det fremgår - en omfattende proces, helt på linje med kvalitetsstyringssystemer, der etableres i henhold til ISO 9000-serien. Det er da også tanken, at den ISO-standard for miljøstyring, der er under udarbejdelse, skal sammenkædes med ISO 9000-serien i en slags total kvalitetsstyringskoncept.

6.2 Miljømæssig betydning af miljøstyringssystemer

Kun én dansk virksomhed er indtil dato (november 1993) blevet certificeret siden udsendelsen af BS 7750 - off-set trykkeriet Phønix i Århus. Meget tyder imidlertid på, at miljøstyring vil blive et varmt emne i 1990'ernes miljødebat. Mange store internationale virksomheder arbejder med miljøstyring og sigter mod en certificering. Disse virksomheder vil helt givet stille miljømæssige krav til underleverandører, herunder ikke mindst krav til dokumentation og ekstern kontrol. Løsningen for underleverandørerne ligger lige for - miljøstyring.

Miljøstyrelsen har iværksat flere projekter, der på en række virksomheder i forskellige størrelser skal afklare såvel praktiske som miljømæssige forhold omkring miljøstyring. Projekterne er i en opstartsfasen, hvorfor erfaringerne er begrænsede. Det står dog klart, at miljøstyringen særligt på virksomheder, der ikke tidligere har beskæftiget sig særskilt med miljøområdet, vil kunne give store miljømæssige forbedringer [29]. Dette gælder såvel driftsmæssige foranstaltninger (f.eks. nedsættelse af energiforbrug) som f.eks. substitution til mere miljøvenlige rå- og hjælpestoffer.

ECO-Audit

EU's ECO-Audit ordning, der som nævnt i vidt omfang svarer til BS 7750, er blevet afprøvet på en række virksomheder med evaluering i forsommeren 1993 [30]. I evalueringen peges der på:

- At små virksomheder vil få vanskeligt ved at benytte dette værktøj p.g.a. ressourcekrav og manglende ekspertise samt risiko for stort bureaukrati.
- At miljøvurderingen er vanskelig.
- At der kan være problemer omkring en kontinuerlig miljøforbedring; og
- At det kan være vanskeligt at opfylde formidlingsforpligtelsen (der ikke indgår i samme omfang i BS 7750), idet målgruppen er uklar, materialet fortroligt og det kan være vanskeligt at demonstrere kontinuerlige forbedringer.

Derudover fremdrages en række andre forhold, der er mindre relevante i denne sammenhæng.

Det er absolut tænkeligt, at miljøstyringssystemer vil få en betydelig udbredelse. Ikke udelukkende på grund af de enkelte virksomheders begejstring for sagen, men i nok så høj grad fordi markedet vil stille krav om dokumenteret miljøhensyn. Skal et miljøstyringssystem certificeres, skal virksomheden opgøre alle miljømæssige effekter af produktionen. Hermed rettes der ideelt set opmærksomhed også på valget af rå- og hjælpestoffer, der i kraft af den kontinuerlige forbedring af de miljømæssige forhold kan blive mere miljøvenligt.

Også mindre ambitiøse tilgange end certificerede systemer kan sikre et mere miljøvenligt materialevalg i fremtiden, og mange virksomheder vil helt givet vælge en mere tilgængelig analysevinkel i vurderingen af produkter og produktion. Under alle omstændigheder kan man forvente, at alene opmærksomheden på miljøforholdene og på forbruget af rå- og hjælpestoffer kan give positive effekter.

Som ved miljømærkning er også miljøstyringsområdet imidlertid forbundet med en række uafklarede forhold, der bunder i såvel metodemæssige usikkerheder som i de økonomiske (og politiske) interesser, der ligger gemt indenfor miljøområdet.

6.3 Problematikker omkring miljøstyring

Miljøstyring rummer lovende aspekter for en mere miljøvenlig produktion i fremtiden. Hvordan området vil udvikle sig afhænger bl.a. af en afklaring af følgende problematikker.

Er systemet objektivt?

Som det er beskrevet i omtalen af livscyklusvurderinger, befinder vi os ved miljøvurderinger på et metodemæssigt stade, der i langt fra alle tilfælde rummer plads til termen "videnskab". Spørgsmålet er derfor, om det er muligt at tilrettelægge krav til miljøstyringssystemer således, at certificeringen kan opfattes som et udtryk for objektivitet. Bliver der peget på og taget initiativer overfor de reelt største miljøproblemer i livscyklusen?

Livscyklusvurderinger?

I forlængelse heraf må det diskuteres, om miljøstyringssystemerne burde indeholde et krav om gennemførelse af livscyklusvurderinger efter vedtagne retningslinjer.

Mindre virksomheder?

Miljøcertificeringssystemerne er udarbejdet til brug i store virksomheder. Evalueringen af ECO-audit peger på ressourceproblemerne for små og mellemstore virksomheder, der vil certificeres, og der er da også tidligere af bl.a. danske aktører blevet gjort opmærksom på, at de mange små og mellemstore danske virksomheder kan få problemer med dette ressourcekrævende system. Der er tydeligt behov for at få udarbejdet værktøjer, der kan lette implementeringen af de certificerede miljøstyringssystemer i små og mellemstore virksomheder. Sker dette ikke, kan de mindre virksomheder nemt blive sorteper i spillet om de miljøorienterede kunders gunst. På længere sigt kan dette bidrage til ændrede produktionsstrukturer i bl.a. det danske samfund. Ser man på bæredygtighedsdefinitionen i dens fulde betydning - hvor også sociale forhold inddrages - er det et åbent spørgsmål, om en sådan påvirkning af produktionsstrukturen er bæredygtig, miljøhensyn eller ej.

Miljømæssigt stade

Miljøcertificeringen som sådan forudsætter ikke, at virksomheden er miljømæssigt førende indenfor sit område. Opfylder man de formelle krav til systemet som angivet ovenfor, kan man certificeres, uanset om man befinder sig øverst eller nederst på den miljømæssige rangliste. Dette er naturligvis utilfredsstillende for de virksomheder, der har brugt store summer og års indsats på at reducere den miljømæssige belastning, uden at de relativt bedre miljøegenskaber fremgår af certificeringen.

Offentliggørelse

En pligt til at formidle planer og resultater til offentligheden (som i ECO-Audit) kan i et vist omfang råde bod på dette forhold. Skal denne formidling have nogen betydning, må den imidlertid standardiseres og gøres let tilgængelig. I modsat fald er der frit spillerum for virksomhedernes egen vurdering og promovning/fortielse af væsentlige og uvæsentlige forhold.

På linje med livscyklusvurderinger er der ved udarbejdelse af miljøstyringssystemer et betydeligt spillerum for subjektive vurderinger og forudsætninger, som kan være helt afgørende for billedet af virksomhedens miljømæssige karakteristika. Der er behov for mere detaljerede vejledninger, der kan guide virksomhederne igennem miljøstyringen med et minimum af rum for subjektive vurderinger.

Kostbesparelser?

Det fremhæves generelt - ikke mindst fra de konsulentfirmaer, som udfører spildvurderinger og miljøtekniske revisioner, men også fra f.eks. Miljøstyrelsen - at miljøstyring i de fleste tilfælde medfører en entydig økonomisk gevinst. Dette er i en del tilfælde korrekt, særligt i opstarten af miljøstyringen, hvor den minutløse gennemgang af produktionen åbenbarer spild og uhensigtsmæssige procedurer, der har medført unødvendige omkostninger. Der er imidlertid næppe belæg for, at der også på længere sigt - med de kontinuerlige krav om nye miljømæssige forbedringer - vil være driftsøkonomiske fordele forbundet med miljøstyring (her ses bort fra den iboende tese om mersalg ved miljøstyring). Det er således velkendt, at det typisk er dyrere at fjerne de sidste 10 pct. af en emission end de første 10 pct. Spørgsmålet må derfor være, om systemet har tilstrækkelig drivkraft eller inerti til at fortsætte, når først de umiddelbare økonomiske fordele er forsvundet. Alternativt må der stilles eksterne krav til fortsættelse af miljøstyringssystemerne.

Miljømærke

Det er en diskussion værd, om miljømærker i stedet for svært sammenlignelige livscyklusvurderinger kan baseres på miljøcertificeringer. Ikke mindst for produktgrupper, hvor de enkelte produkters miljøegenskaber er svært sammenlignelige, kunne det have værdi at afklare fordele og ulemper ved et sådan system.

Myndighedernes rolle

Certificeret miljøstyring kan - på linje med f.eks. positiv miljømærkning - ses som et forsøg på at anvende miljøforhold som konkurrenceparameter. Kommer sådan et system til at fungere, kan det indebære betydelige miljømæssige og praktiske fordele fremfor den traditionelle "command-and-control"-regulering, hvor myndighederne har haft en lidet misundelsesværdig rolle. I forlængelse heraf er der behov for en diskussion af myndighedernes rolle i et produktionssystem med et stort antal miljøcertificerede virksomheder.

Kapitel 7. Konkrete danske projekter

En række projekter, der er gennemført de senere år, har direkte eller indirekte tråde spændt ud til det miljøvenlige materialevalg. I det følgende refereres et udvalg af disse projekter, idet det er tilstræbt at formidle såvel konkrete som bredt favnende erfaringer og dermed pege på de vigtigste problemstillinger indenfor området.

7.1 Produkters livscyklusomkostninger

Det har i mange år været en drøm særligt hos økonomer at kunne værdisætte de eksterne effekter af en given handling, de såkaldte eksternaliteter. Særligt værdisættelsen af de kollektive goder, der ikke betales af en enkelt af samfundets aktører, har været genstand for diskussion og metodeudvikling.

Miljøstyrelsen har i foråret 1992-1993 gennemført et forprojekt til vurdering af metoder og muligheder for at udarbejde en model til at opgøre produkters livscyklusomkostninger [31]. Projektets tilgangsvinkel rækker videre end alene en opgørelse af miljøeffekter, idet der i vurderingen af produkternes livscyklusomkostninger indgår en opgørelse af de omkostninger, samfundet påføres som følge af produkternes fremstilling, distribution, brug og bortskaffelse.

LCO

Produkternes "livscyklusomkostninger" (LCO) beskrives som *"de samlede omkostninger, produkterne påfører samfundet under råstofudvinding, produktion, distribution, forbrug og bortskaffelse"* [32]. Livscyklusomkostningerne opgøres i tre etaper:

- opgørelse af miljøeffekter ud fra livscyklusvurderings-principper
- opgørelse af "aktøromkostninger" og "eksternalitetsomkostninger", hvor
- aktøromkostninger er de omkostninger, som afholdes direkte af private firmaer og personer, som deltager i produktets fremstilling, distribution, brug og bortskaffelse.
- eksternalitetsomkostninger er de udgifter og det velfærdstab, som det øvrige samfund påføres som følge af produktets fremstilling, distribution, brug og bortskaffelse.

I rapporten fra forprojektet hedder det:

"- at det overordnede og langsigtede mål med LCO-konceptet er at reducere LCO for flest mulige produkter og derved fremme en produktion, som er bæredygtig både i økonomisk og miljømæssig sammenhæng. Et vigtigt mål for projektet er derfor at udvikle LCO-konceptet til et værktøj, som allerede i udviklingsfasen for nye produkter kan synliggøre de samlede livscyklusomkostninger for industrielle designere".

På kortere sigt har projektet en række delformål, bl.a.

- at klarlægge, hvordan et produkts livscyklusomkostninger er fordelt på råstofudvinding, produktion, distribution, forbrug og bortskaffelse, og
- at opgøre de livscyklusomkostninger, der afholdes i dag, og identificere dem, der ikke afholdes.

På baggrund af forprojektet vurderer de projektudførende institutioner bl.a., at "konceptet giver mulighed for at identificere hvilke områder, der skal sættes fokus på ved valg af materialer, processer og teknologi".

7.1.1 Problematikker ved opgørelse af livscyklusomkostninger

Ideen om at opgøre livscyklusomkostninger har sine aner i de klassiske cost-benefit analyser, hvor en lang række parametre søges opgjort i samme enhed, nemlig kroner. I miljøkredse er tanken herom i årtier blevet afvist med vrede fnys, og også langt ind i økonomikredse hersker der stor tvivl om disse metoders anvendelighed.

Livscyklusomkostnings-projektet er særdeles ambitiøst og rummer dermed også risikoen for, at forventningerne skuffes.

Vanskelig LCA

At gennemføre en livscyklusvurdering ud fra et bæredygtighedsperspektiv (altså inklusiv miljømæssige, sociologiske og økonomiske faktorer) er som tidligere beskrevet (se afsnit 3 og 4) uhyre vanskeligt. Også analyser, der alene fokuserer på miljømæssige forhold, er særdeles omfattende og fulde af faldgruber.

Umulig værdisætning

Projektets endnu større usikkerheder ligger imidlertid i værdisætningen af eksternaliteterne. Ideelt set skal de samfundsøkonomiske omkostninger ved en aktivitet opgøres som det velfærdstab, borgerne lider ved den givne aktivitet. De metoder, der er udviklet til sådanne opgørelser, lider alle grundlæggende af samme skavank: Troen på, at alt kan opgøres i penge. Menneskerettigheder, faldende artsdiversitet, ødelæggelse af regnskoven. Bæredygtighed handler netop om ikke at begrænse fremtidige generationers valgmuligheder, og en værdisætning af eksternaliteterne kan camouflere de begrænsninger, en aktivitet medfører for de fremtidige generationer. Dertil skal lægges, at det i sagens natur er umuligt at vurdere, hvordan de fremtidige generationer ville have værdisat de kollektive goder, som ødelægges af en given aktivitet/miljøpåvirkning.

Fagligt set er hele området med værdisætning af eksternaliteter særdeles spændende, men området bør behandles med største forsigtighed. Et eksempel på vanskelighederne, der er forbundet med værdisætning, er det arbejde, der i disse år udføres indenfor transportområdet.

Transportområdet

Forskere fra Danmarks Miljøundersøgelser og Handelshøjskolen i København var på Teknologinævnets konference om trafik i 1993 enige om, at det langt fra er let at sætte "rigtige og sande priser på transport". Hvordan værdisættes naturødelæggelsen af en motorvejsskæring af Gudenåen, og hvad er "prisen", hvis børnene på grund af trafik ikke længere kan lege trygt på fortovet? [33]. Også i OECD arbejder man med området; en OECD-konference i 1993 viste med al tydelighed, at der er stor usikkerhed omkring fastsættelsen af omkostningerne ved transporten.

Afrunding

Opgørelse af livscyklusomkostninger er uhyre vanskeligt og forbundet med særdeles store usikkerheder. Dette redskab vil ikke de første tiår - hvis nogensinde - med rimelighed kunne udnyttes til at gennemføre miljøvenlige materialevalg. Det kan da også synes at være et rimeligt krav til beslutningstagerne, at de er i stand til at skelne - og ikke mindst prioritere - mellem de væsensforskellige effekter, en given aktivitet medfører, uden at resultatet skal opgøres i kroner med dobbelt understregning.

7.2 Industriprodukters miljøbelastning

Livscyklusvurderinger er særdeles omstændelige at gennemføre, hvorfor det kan være formålstjenligt at prioritere indsatsen således, at analyser først og fremmest gennemføres for de mest miljøbelastende produkter.

I slutningen af november 1993 afrapporteredes det omfattende projekt "Industriprodukters miljøbelastning" til Miljøstyrelsen. I projektet vurderes samtlige danske industriprodukters mængde, ressourcetab og energiforbrug.

Udgangsproduktet for undersøgelsen er i princippet de 16.000 danske industriprodukter, der findes i Danmarks Statistiks registre. For at begrænse projektets omfang samles produkter, der set ud fra et miljøsynspunkt ligner hinanden - eksempelvis forskellige papirprodukter - i grupper, hvorved man ender op med et mindre antal varegrupper, ca. 1.000.

Produktgrupperne screenes for miljøbelastning i forhold til mængde samt ressourcetab og energiforbrug, ikke kun i produktionsfasen, men også i forbrugs- og bortskaffelsesfasen. Det indregnes endvidere, om produktet genanvendes eller omsættes til energi via affaldsforbrændingsanlæg.

Resultatet af projektet bliver en gruppering af danske industriprodukter efter ressourcetab og energiforbrug. Det erkendes af såvel konsulenter som Miljøstyrelsen, at et sådan projekt naturligvis ikke kan give hele sandheden om miljøeffekterne af den uhyre store mængde produkter, der analyseres. Hele formålet med projektet er da også at bidrage til at prioritere indsatsen overfor de mest belastende produktgrupper, i stedet for som hidtil at fokusere på produktionerne.

Projektet giver ikke nogen miljøeffektvurdering eller miljøfarlighedsvurdering af produkterne og de til livscyklens tilhørende emissioner. Dette ville principielt være at foretrække, men arbejdstidsforbruget (og dermed omkostningerne) ved en sådan undersøgelse skønnes at være ude af proportion med de forventelige resultater. I stedet bruger man den igangsatte undersøgelse til at udpege de områder, der udgør den største miljømæssige trussel.

Projektet afrapporteres dels i rapportform, dels som en database, der placeres i Miljøstyrelsens regi. Man kan se denne database som et startsignal til opbygning af en miljømæssig database for produkter og materialer, men man skal ikke forvente, at en sådan database vil rydde alle problemer omkring livscyklusvurderinger til side.

Kommentar

Et projekt af denne natur vil helt åbenbart være behæftet med betydelig usikkerhed. Indenfor hver produktgruppe analyseres som nævnt ressourceforbrug og energitab. I projektforslaget indgår en meget betydelig dataindsamling og litteratursøgning, men det til trods er der områder, hvor der stort set ikke findes anvendelige referencer. Særligt for komplekse produkter som f.eks. bekæmpelsesmidler og konserveringsmidler udføres analyserne i vidt omfang på basis af skøn over den "gennemsnitlige"

produktsammensætning, "gennemsnitlige" produktionsmetoder m.v.

Der skelnes i projektet mellem 170 materialer. Eftersom sammenlignelige produkter er samlet i produktgrupper må det vurderes, at projektet ikke umiddelbart bidrager specifikt med værktøjer til at gennemføre et mere bæredygtigt materialevalg. På længere sigt vil projektet dog helt klart medvirke til en afklaring af miljøeffekterne af de miljømæssigt set mest væsentlige produkter, hvilket i betydeligt omfang vil være til gavn for materialevalget.

7.3 Grønt indkøb i stat og kommune

I 1991 og 1992 har Miljøstyrelsen iværksat projekterne "Grøn statslig indkøb" og "Offentlig grøn indkøbspolitik - miljøvenlige indkøb i kommuner og amter".

Formålet med de to projekter, der er afrapporteret i en række Arbejdsrapporter og i foreløbig ét Miljøprojekt fra Miljøstyrelsen, har været:

- At afdække behov og eventuelle barrierer for en grøn offentlig indkøbspolitik;
- At definere hvilke kriterier, der kan lægges for grønne indkøb, og at definere metoder til analyse af de miljømæssige karakteristika for de udvalgte produkter;

- At gennemføre miljøvurderinger af udvalgte produkter; samt

- At stille forslag til implementering af offentlig grøn indkøbspolitik.

Definitionen på "Grønne indkøb" læner sig op ad LCA-principperne:

"Ved grønne indkøb forstås indkøb, hvor det tillægges betydning at varetage hensynet til hele det kredsløb, som stoffer og materialer gennemløber med henblik på at nedsætte miljøbelastningen og begrænse spild af naturressourcer mest muligt".

I valget mellem produkter henvises til brug af LCA-metoder á la UMIP-projektet (se 7.5), men man erkender samtidig, at der er betydelige vanskeligheder forbundet med sådanne analyser. Der efterlades derfor en dør åben til at benytte en mere pragmatisk metode, hvor åbenlyse forskelle i enkelte væsentlige miljøparametre kan lægges til grund for en prioritering.

Efter en kortlægning af vareindkøbet i offentlige institutioner er følgende varegrupper blevet vurderet (eller ved at blive vurderet):

I statsprojektet, som er afsluttet:

- printere
- kopimaskiner
- terminalborde
- rengøringsmidler med én veldefineret funktion
- éngangsservice/flergangsservice til kantinebrug

I amts- og kommuneprojektet, som er under udarbejdelse:

- Kontorartikler, 1-2 produktkategorier

- Skoleborde og skolestole
- Arbejdstøj, særligt udendørs arbejdstøj
- Affaldsbeholdere, fødevarer eller brændstoffer

Resultater

Konklusionen på afsnittet om printere i statsprojektet er meget illustrerende for problemerne omkring afvejning af miljøeffekter m.v. Det har ikke vist sig muligt at prioritere mellem de mange parametre, men man må sikre sig, at der ikke er noget område, hvor et produkt udskiller sig ved markante dårligere miljøparametre end de øvrige:

"Efter gennemgangen af spørgeskemabesvarelserne vurderes det, at der udbydes laserprintere i alle størrelser, der på alle ovenstående miljø- og arbejdsmiljømæssige punkter ligger i den miljø- og sundhedsmæssigt bedre halvdel. Inkjet printere kan til mindre udskriftsbehov også være blandt de miljømæssigt bedste produkter. Farveinkjetprintere bruger lidt mere energi pr. print, men har derudover ikke væsentlige andre miljøbelastninger end inkjetprintere til sort print ..." [34]

7.3.1 En kommentar

Analysens udsagn giver næppe belæg for at vælge entydigt ud fra miljømæssige prioriteter mellem et udbud af printere, der tilbyder forskellige praktiske og tekniske spidsfindigheder, som kunderne rimeligvis tillægger større betydning end marginale forskelle i miljøkarakteristika. Andre af projektets analyser giver mere håndfaste kriterier og vejledning i grønt indkøb, som vil blive formidlet i særskilte pjecer m.v. fra Miljøstyrelsen (sommeren 1994).

At tilrettelægge en grøn offentlig indkøbspolitik er en sund idé. Stat, amter og kommuner foretager hvert år kolossale indkøb, og krav om grønne produkter fra stat og kommune vil helt givet have en positiv indflydelse på producenter, der tilskyndes til at forbedre produkternes miljømæssige karakteristika.

At det på flere områder vil volde indkøberne nogen vanskelighed at skelne mellem produkter ud fra konklusionerne i "statsprojektet", dokumenterer vanskelighederne omkring livscyklusvurderinger. Uanset dette vil projekterne vedr. grønne indkøb under alle omstændigheder løfte opmærksomheden omkring de miljømæssige aspekter af statens indkøb og dermed give de offentlige indkøbere en indsigt i problematikken omkring grønt indkøb. En fokusering på de væsentlige parametre for hver varegruppe vil derudover bidrage til fremtidig prioritering af produkter.

Konkurrenceforvridning

Det er ikke afklaret, om hensyn til den fri konkurrence kan få betydning for grønne indkøb i offentlige institutioner. En indkøbschef for en af landets største kommuner har udtalt, at hvis ikke 40-50 pct. af producenterne kan overholde et miljøkriterium eller miljømærke, vil man blive beskyldt for konkurrenceforvridning, hvis der stilles sådanne krav [35]. Dette udsagn står i nogen modstrid til Miljølovens paragraf 6, hvori det slås fast, at det offentlige skal gå foran med grønne indkøb.

Om grøn indkøbspolitik vil være i modstrid til EU-bestemmelser er sandsynligt, men ikke afklaret. I offentlige udbud skal der henvises til (særligt) europæiske standarder, og det kan være vanskeligt at stille krav, der rækker ud over disse standarder. Kun en domstolsafgørelse kan afklare, om der ved valg af leverandør kan lægges vægt på beskrevne eller ubeskrevne miljøparametre - på linje med forhold som pris og kvalitet.

Se i øvrigt afsnit 5 om miljømærkning.

7.4 Tekstil-området

Indenfor tekstilområdet er der gennemført flere interessante tiltag, og da der indenfor området dels p.t. udarbejdes et EU-miljømærke, dels foregår miljøstyringsarbejde, og dels er lanceret et ikke-miljørelevant miljømærke (!), skal aktiviteterne på området kort beskrives.

7.4.1 Novotex

Virksomheden Novotex er internationalt toneangivende indenfor området "miljøvenlige tekstiler". Virksomheden blev grundlagt i 1983 og har siden 1986 arbejdet mod en mere miljøvenlig tekstilproduktion. Det første skridt på vejen var implementering af produktionsudstyr, der overflødiggjorde brug af formaldehyd. Samtidig formuleredes virksomhedens første miljøpolitik. [36]

Økologisk bomuld

Hvad specifikt angår materialevalg har Novotex oparbejdet en produktion af økologisk bomuld, som i dag udgør 10 pct. af den samlede produktion. Resten af virksomhedens bomuld håndplukkes, hvilket reducerer behovet for brug af pesticider.

Farvning

Traditionel farvning af tekstiler indebærer brug af chlor, benzidinbaserede farvestoffer og formaldehyd. Disse stoffer undgås ved at benytte vandbaserede farver, en alternativ væveteknik og blegning ved brintoverilte.

Øvrige områder

Også arbejdsmiljømæssigt og på andre områder har Novotex angiveligt bestræbt sig på at ligge i spidsen af branchen. Virksomheden har da også modtaget et antal miljøpriser, senest EU's miljøpris i efteråret 1993.

Novotex er et eksempel på, at miljøstyring kan føre til væsentlig miljømæssig optimering af en produktion og samtidig økonomisk vækst. Det skulle synes åbenbart, at også andre virksomheder kunne profitere af et sundt miljøarbejde. Dette kræver dog, at eventuelle kostprisforhøjelser kan overføres på produkterne, idet den miljøvenlige virksomhed ellers snart vil ophøre med at producere.

7.4.2 Miljømærkning af tekstiler

Indenfor EU udarbejdes der p.t. kriterier for miljømærkning af tekstilprodukter. Til formålet er der gennemført en livscykluskortlægning (se afsnit 4), dvs. en kvalitativ og kvantitativ opgørelse af miljøeffekter, som fra vugge til grav belyser de miljømæssige forhold af relevans. [37]

Næste trin er fastsættelse af kriterier for tildeling af miljømærket. Denne proces er imidlertid vanskelig. Kilder indenfor branchen fortæller, at ikke mindst de sydlige europæiske lande (men også f.eks. Tyskland) kæmper for at få så lave kriterier, at miljømærket bliver helt uden mening. Og hele problematikken vedr. hvilke parametre, der skal vægtes (og i givet fald hvor meget), udspiller sig nu med foreløbig et halvt års forsinkelse af tidsplanen som følge. Se i øvrigt miljømærkediskussion i afsnit 5.

Øko-Tex

Grøn bølge skyller ind over tekstil-branche: Firmaer Øko-Tex certificeres snart. Denne lovende overskrift stod at læse i Erhvervs-Bladet i november måned [38]. Virkeligheden er dog en anden.

Øko-Tex-certifikatet har kun marginal sammenhæng med miljøforhold, idet certifikatet udelukkende sigter på at kundgøre, at tekstilerne ikke indeholder formaldehyd, kemikalierester m.v. Dette fremgår da også senere i ovennævnte artikel, ligesom det materiale, Dansk Teknologisk Institut har udarbejdet om ordningen, betoner denne sammenhæng. [39]

Carstensen fra Erhvervs-Bladet er dog ikke alene om sin vildfarelse. Forbrugerombudsmanden har således oplyst DTI om...

"... at den konkrete vurdering af, om markedsføringen af ordningen er i overensstemmelse med markedsføringsloven, i høj grad vil afhænge af den udformning og præsentation, som iværksættes af instituttet og/eller af fabrikanter og detailhandlere, samt med hensyn til den faktiske indvirkning på modtageren". [40]

I sammenhæng med de associationer, termen Øko-Tex giver anledning til, forekommer det meget sandsynligt, at Øko-Tex mærket vil få status af et miljømærke. DTI oplyser da også, at der jo trods alt er visse miljømæssige aspekter af Øko-Tex-certificeringen [41]; dette fremgår også af den følgetekst, der er udarbejdet til mærket. Her sættes mærket i direkte sammenhæng med et miljømærke [42].

Uafhængige aktører i branchen betegner mærket som "fup" og mener i øvrigt, at langt de fleste tekstiler kan opfylde kriterierne uden problemer. Man kan frygte, at primært kommercielle interesser er drivkraften bag dette mærke. Oplysningsværdien vedrørende miljøforhold fremstår marginal.

7.5 UMIP-Projektet

I UMIP-projektet (Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter) søges udviklet viden og metoder, som kan anvendes af industrien til at integrere hensynet til miljøforhold ved udviklingen af nye industriprodukter. UMIP-projektet er Miljøstyrelsens største enkelte satsning indenfor området med en samlet bevilling på ca. 30 mio. kr. UMIP gennemføres af Institut for Produktudvikling, IPU, som projektansvarlig med en række underleverandører og i samarbejde med B&O, Danfoss, Gram, Grundfoss og KEW Industri. Projektet afsluttes i sommeren 1995.

Formålet med UMIP-projektet kan opdeles i fire delmålsætninger:

- Udvikling af generelle metoder/værktøjer til inddragelse af miljø-, arbejdsmiljø- og ressourcspørgsmål i udvikling af komplekse industriprodukter;
- Afprøvning/evaluering af de generelle metoder/værktøjer i forbindelse med specifikke virksomhedscases;
- Udvikling af nye, miljøvenlige industriprodukter ved hjælp af UMIP-værktøjerne; samt
- Formidling af generelle resultater og anvendelse i danske industrivirksomheder.

7.5.1 Livscyklusopgørelse

Som beskrevet i afsnit 4 omkring livscyklusvurderingen opererer konceptet her med opstilling af en livscyklusopgørelse, LCI.

Trin 1

Det første trin i processen er at opstille en livscyklusbeskrivelse for hvert materiale under hensyn til den konkrete anvendelse.

Trin 2

Det næste trin i opstillingen af LCI er at opstille en miljøprofil for hvert materiale. At opstille en miljøprofil fremstår som en omsiggribende proces med store krav til arbejdsindsatsen. Miljøprofilen indeholder følgende elementer:

- a. En vurdering af farligheden af de emissioner til vand, jord og luft, der opstår gennem materialets livscyklus.

Først klarlægges, hvilke stoffer der emitteres til omgivelserne for hver fase i livscyklens. For hvert stof foretages derefter en vurdering af farligheden set i relation til vandmiljøet, jordmiljøet, højerestående dyr samt mennesker og biologiske rensningsanlæg.

Vurderingen kræver en betydelig datamængde om hvert stof, bl.a. vedr. teoretisk miljøfordeling, nedbrydelighed i vand, jord og luft, potentiel bio-akkumulérbarhed, mobilitet i jordmiljøet og akut og kronisk effekt i vandmiljøet. Ud fra en række kriterier vil hver emission herefter blive kategoriseret som havende "et højt", "et vist" eller "et ringe" potentiale for miljøskade.

- b. En vurdering af bidraget til globale og regionale miljøproblemer som:

-forsuring - baseret på den samlede emission af stofferne SO_2 , NO_x , NH_3 og HCl ;

-eutrofiering - baseret på den samlede mængde BI_5 , fosfor og kvælstof emitteret til vand samt emission af kvælstof til luft;

- ozonlagsnedbrydning; og
- forsuringsbidrag.

c. Affaldsmængder, hvor de totale mængder kemikalieaffald og fast affald kvantificeres.

Trin 3

Tredje trin er at klarlægge energiforbruget gennem materialets livscyklus. Der angives ingen specifik metode hertil, men det bemærkes, at det ofte ikke er nødvendigt at gå i detaljer med beregningen af energiforbrug, da fremstillingsprocesser - herunder fremstilling af råvarer og energi - typisk vil svare for størstedelen af det samlede energiforbrug gennem livscyklens. En analyse af energiforbruget i fremstillingen er således tilstrækkeligt til bedømmelse af alternative materialer. Det må være underforstået, at denne læresætning ikke vedrører energiforbrugende apparater.

Trin 4

Det fjerde og sidste trin i LCI er at sammenfatte materialets ressourceforbrug i form af energi, vand, fornyelige ressourcer, ikke-fornyelige reversible ressourcer (f.eks. metaller, der kan genvindes fuldt ud) og ikke-fornyelige irreversible ressourcer (f.eks. fossile brændsler).

En kommentar

Som i den ovenfor skitserede LCA-model findes der heller ikke i dette projekt nogen opskrift på, hvorledes den endelige sammenligning mellem alternative materialer kan foretages. Det oplyses, at sammenligningen kan foretages med et scoringssystem eller baseres på sund fornuft og kvalitative kriterier. Denne lidt upræcise angivelse står i nogen modstrid til den omhu, med hvilken kravene til dataindsamling og hele livscyklusopgørelsen er opstillet.

Projektet understreger nogle af problemerne omkring livscyklusvurderinger, nemlig dels at dataindsamlingen typisk er særdeles omfattende, og dels at der er betydelige problemer forbundet med at foretage en videnskabeligt baseret endelig vurdering af effekter, der kan godtgøre miljømæssige valg mellem materialer.

Små virksomheder

Lederen af UMIP medgiver, at "det er et problem med små og mellemstore virksomheder" [43]. De ressourcekrav, konceptet stiller, udelukker, at små og mellemstore virksomheder kan indgå i et sådan projekt. Afrapporteringen fra projektet har hidtil været relativ sparsom. Det bliver spændende at følge, om de udviklede værktøjer bliver af en sådan natur, at udenforstående vil kunne betjene sig af dem, eller om der primært sker en vidensopbygning i de til projektet tilknyttede firmaer og institutter.

Det vil desuden blive ganske interessant at iagttage, hvordan erfaringer med "ikke-viden" og med hele problematikken omkring gennemsigtighed, afgrænsninger, parametervalg, miljøeffektsammenvejninger og kunderelationer vil blive formidlet (se afsnit 4 vedrørende livscyklusvurderinger).

7.6 Det materialeteknologiske udviklingsprogram

Teknologirådet, Industriministeriet og Industri- og Handelsstyrelsen iværksatte i 1988 programmet "Materialeteknologisk Udviklingsprogram" til fremme af dansk industris udnyttelse af den nyeste materialeteknologiske forskning og udvikling.

I programmet indgår udarbejdelse af et værktøj, der kan benyttes til en miljøvurdering af nye materials miljømæssige egenskaber. Det har imidlertid ved kontakt til medarbejderne på denne del af programmet ikke været muligt at indhente materiale eller oplysninger om dette værktøj [44], hvorfor en nærmere omtale heraf ikke kan finde sted.

Kapitel 8. Miljøaspekter af det internationale standardiseringsarbejde

International standardisering foregår primært ved ISO (International Standardization Organization) og CEN (Den Europæiske Standardiseringsorganisation, Comité Européen de Normalisation). Standarder har mange anvendelsesområder, f.eks. at standardisere produkters egenskaber eller analysemetoders gennemførelse. Og standarder vil i de kommende år, bl.a. som konsekvens af det indre marked, få langt større udbredelse og betydning end i dag. Her skal kort fremdrages nogle væsentlige træk fra den internationale standardiseringsproces.

8.1 Standarders øgede betydning

Internationale standarder er baseret på konsensus indenfor det givne område og er i princippet frivillige for industrien. Imidlertid har EU knyttet en række retsvirkninger til standarder, hvilket har ændret standardernes rolle i samfundet. Der kan peges på to væsentlige områder:

Licitationer

Ved licitationer af en vis størrelse skal udbudsmaterialet referere til internationale standarder. Producenter, der vil byde på disse licitationer, skal således dokumentere, at de internationale standarder overholdes. Standarderne får dermed retsvirkning.

Den ny metode

Endnu mere betydningsfuld kan "Den ny metode" vise sig at blive. Hvor det normalt er EU-Rådet, der vedtager EU-regler, kan EU nu ved hjælp af Den ny metode nøjes med at vedtage de "væsentlige krav" til typer af produkter, f.eks. byggevarer. De væsentlige krav formuleres i et direktiv, hvorefter specifikke krav vedtages i arbejdsgrupper under CEN. Ideen med Den ny metode er at lette indførelsen af det indre marked.

CEN får altså mandat til at udarbejde standarder, der opfylder direktivets krav. De standarder, der fremkommer, er stadig frivillige for industrien, men med visse implikationer: Hvis man overholder standarden kan man mærke produkterne med EU-mærket. Hvis ikke, skal produkterne typegodkendes, idet producenten skal dokumentere, at de "væsentlige krav" er overholdt. Dette er ganske omstændigt, hvorfor standarder helt givet vil blive benyttet som reference.

Direktiver vedtaget efter Den ny metode er totalharmoniseringsdirektiver ligesom de øvrige direktiver vedrørende det indre marked. Det vil sige, at medlemsstaterne som udgangspunkt ikke må fastsætte andre krav (herunder strengere miljøkrav) til varer omfattet af direktiver, end de, der er formuleret i standarderne.

8.2 Internationale miljøstandardiseringsopgaver

Med det formål at udarbejde standarder indenfor miljøområdet, nedsatte de internationale standardiseringsorganisationer ISO og IEC (International Electrotechnical Committee) i 1991 arbejdsgruppen Strategic Advisory Group on Environment, SAGE. Den i denne sammenhæng væsentligste del af SAGE's kommissorium blev formuleret som "*at undersøge behovet for internationale standarder, der kan bidrage til implementering af en bæredygtig industriudvikling*". [45]

I perioden frem til foråret 1993 etablerede SAGE seks undergrupper med opgaver indenfor miljøområdet. Resultatet af undergruppernes arbejde ledte i sommeren 1993 til, at ISO nedsatte TC 207 (Technical Committee, TC), hvilket cementerede miljøstandardiseringsopgavernes plads i organisationen. I forlængelse af arbejdet i SAGE nedsatte TC 207 seks arbejdsgrupper/under-komiteer (WG, Working Group og SC, Sub Committee) med følgende opgaver:

WG1 Environmental Aspects of Product Standards. Arbejdsgruppen skal belyse de miljømæssige aspekter af produktstandarder og udfærdige retningslinjer for hvorledes ikke-miljørelaterede standardiseringskomiteer kan indarbejde miljøhensyn i standardiseringsarbejdet.

SC1 Environmental Management. Arbejdsgruppen skal udfærdige en standard for miljøstyringssystemer, analogt til den britiske standard BS 7750 (se afsnit 6 herom).

SC2 Environmental Auditing. Arbejdsgruppen skal i samarbejde med WG2 udfærdige en standard for miljørevision,

standard for miljørevisorers påkrævede kvalifikationer og standard for miljørevisionsprogrammer.

SC3 Environmental Performance Standards. Standarder for metoder til at måle og vurdere miljøeffekten af produktion, produkter og service.

SC4 Environmental Labelling. Arbejdsgruppen skal udfærdige standarder for metoder til miljømærkning, opstille generelle kriterier for miljømærkning, afdække mulighederne for at etablere en miljømærke-database og vurdere andre internationale aktiviteter på området

SC5 Life Cycle Assessment. Arbejdsgruppen vil på baggrund af en gennemgang af eksisterende materiale udarbejde en standard for livscyklusvurdering.

Arbejdsgrupperne har påbegyndt arbejdet i efteråret 1993, og der foreligger endnu ikke materiale, der kan illustrere standardernes kommende effekter på miljøet. Det forekommer dog åbenbart, at standardisering indenfor disse områder vil få betydelig miljømæssig effekt. Som det er beskrevet bl.a. i afsnit 4 og 5 om LCA-vurderingsmetoder, er det af stor værdi at få etableret et fælles udgangspunkt for miljømæssige initiativer, idet resultaterne af aktiviteter med forskellige metodemæssige udgangspunkter ofte ikke med rimelighed kan sammenlignes. Fælles internationale standarder for miljøstyring, miljømærkning etc. vil helt givet øge troværdigheden af sådanne tiltag og vil gøre det lettere for beslutningstagere at foretage et miljømæssigt korrekt valg, f.eks. mellem teknisk set ligeværdige produkter.

8.3 Miljømæssige aspekter af standarder

Arbejdet i ovennævnte "Under-komitéer" (Sub Committees) 2-6 vil føre til deciderede miljøstandarder, som f.eks. kan identificere parametre til livscyklusvurderinger eller bestemme retningslinjer for etablering af miljøstyringssystemer. De miljø- og samfundsmæssige aspekter af disse aktiviteter er som skitseret betydelige, og der er god grund til at følge dette arbejde i de kommende år.

Også arbejdet i WG1 kan fortjene opmærksomhed, fordi indsatsen her har til formål at inddrage miljøhensynet i det meget store antal standarder, der hidtil er blevet udarbejdet uden særlig hensyntagen til miljøforhold.

8.3.1 Overfladebehandling af metaller

Et eksempel på en standards miljømæssige aspekter for materialevalget findes indenfor området overfladebehandling af metaller.

I foråret 1993 var en arbejdsgruppe under CEN ved at udarbejde en ny standard for overfladebehandling af metaller. Overfladebehandling af metaller kan foretages ved en lang række forskellige metoder, afhængig af krav til modstandsdygtighed, korrosionsgaranti etc., og der er siden midten af 1980'erne - bl.a. på baggrund af massiv støtte fra Miljøstyrelsen - i Danmark udviklet en lang række mere miljøvenlige behandlingsmetoder.

I foråret 1993 var imidlertid ingen af disse miljøvenlige metoder optaget på listen over standardiserede overfladebehandlingsmetoder. Imidlertid fik den danske brancheforening SME i samarbejde med DTI indarbejdet de miljøvenlige metoder i standarden. Hvis ikke dette var sket, ville standarden medføre, at overfladebehandling af metaller primært ville blive foretaget med de mere forurenende processer (og at f.eks. offentlige indkøbere ikke kunne efterspørge de mere miljøvenlige metoder). Dertil kommer, at de danske virksomheder, der benytter de miljøvenlige metoder, kunne komme i en svær konkurrencesituation, idet de jo ikke opfylder standardiseringsbestemmelserne. Et markant tilfælde herpå findes i forbindelse med bygningen af Storebæltsbroen.

Storebæltsbroen

Overfladebehandlingen af stålkonstruktionerne til Storebæltsbroen blev i overensstemmelse med EU's regler udbudt i licitation med referencer til internationale standarder. Flere danske konsortier, der benytter miljøvenlige, vandbaserede malingsystemer, gav tilbud på arbejdet, men de nye teknologier var ikke optaget i den internationale standard. De danske virksomheder ønskede derfor at gå over til de traditionelle metoder, men dette ville være i modstrid med dansk miljølovgivning. Brosektionerne overfladebehandles nu i Portugal med 12 gange så stor emission af opløsningsmidler, som hvis der var benyttet vandige malemetoder.

Der er således tydelige miljømæssige aspekter af den internationale standardiseringsproces, også vedrørende et bæredygtigt materialevalg. Miljøstyrelsen arbejder p.t. på at afdække disse konsekvenser og på at formulere en strategi i forhold til

standardiseringsarbejdet, men videre tiltag er endnu ikke planlagt. Med den stadig stigende betydning af standarder må arbejdet i ISO og CEN tillægges stor opmærksomhed, når et bæredygtigt materialevalg skal promoveres.

Hvad der er problematisk i forhold til at få implementeret miljøhensyn i standarderne er, at det er særdeles omkostningstungt at deltage i det internationale standardiseringsarbejde. AT SME og DTI i ovennævnte tilfælde med overfladebehandling af metaller kunne bidrage til udarbejdelsen af standarden, skyldes udelukkende, at Erhvervsfremmestyrelsen i 1993 har haft afsat en sum penge til virksomheder, der vil deltage i standardiseringsarbejdet.

Sammenlagt findes der i CEN og ISO mere end 3.000 arbejdsgrupper. At sikre, at standarderne åbner mulighed for valg af miljøvenlige materialer, kræver således en kolossal arbejdsindsats.

Kapitel 9. Aktører i ind- og udland

En liste over aktører indenfor områderne LCA, renere teknologi, grønt design m.v. er særdeles omfattende. I det følgende er opsamlet en del væsentlige bidragsydere på området - men altså langt fra alle. For yderligere aktører henvises til referencelisten og kontakt til nedennævnte.

LCA

I Danmark foregår LCA-aktiviteter bl.a. følgende steder:

- Tværfagligt Center på DTH, der især har specialiseret sig indenfor fødevarer og landbrug.
- Dansk Teknologisk Institut, der har særlig ekspertise indenfor human toksikologi og økotoksikologi.
- I Krüger, der har særlig ekspertise indenfor generel metodologi samt levnedsmidler og plastpolymerer.
- Institut for Produktudvikling, Institut for Arbejdsmiljø og Laboratoriet for økologi og miljølære på DTH (UMIP-gruppen), der har ekspertise indenfor arbejdsmiljø, eksternt miljø herunder kemikalievurdering, produktionsprocesser og produktudvikling.
- COWIconsult, der har erfaring med metodeudvikling.
- dk-Teknik, der har erfaring med metodeudvikling, human toksikologi og nye materialer.

Af et stort antal udenlandske LCA-fora kan nævnes:

- SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Bruxelles. Erfaring med metodeudvikling, workshops og guidelines for LCA.
- Öko-institut, Freiburg, Tyskland. Mere end 10 års erfaring indenfor "Produktlinieanalysen", som inkluderer sociologiske og økonomiske aspekter såvel som de miljømæssige.
- IVL-Sverige. Har udviklet generel metode som computerbaseret ekspertsystem kaldet EPS-systemet samt projektleder på Nordisk LCA-samarbejde.
- ISO, International Standardization Organization. Udvikler ikke selv metoder eller foretager analyser, men udfærdiger internationale standarder for LCA, miljøstyring m.v.

Miljøstyring

Mange institutioner, firmaer og forskere beskæftiger sig med miljøstyring på et eller andet niveau, hvorfor ikke mindst denne liste er ukomplet.

- BSI har udsendt den første standard for miljøstyring, BS 7750.
- EU arbejder på færdiggørelsen af en manual for ECO-audit.

- Phønix i Århus var den første certificerede virksomhed i Danmark.
- Efterhånden har en del produktionsvirksomheder praktiske erfaringer, bl.a. Novotex, Tytex, Grenå Papir, Gabriel Tekstiler, NOVO og Nordisk Wavin.

Referencer

- Andersson, Morten:** Den forebyggende miljøindsats - hvor bliver den af? Institut for Miljø, Teknologi og Samfund, RUC. Roskilde 1993.
- Arbejdstilsynet:** Subtec - Det komplette substitutionssystem. Diskette og folder, Kbh. 1993.
- Baker, J.L., PA Consulting Group:** Pilot exercise of Environmental Auditing - Final Report. Melbourn - Royston - Herts 1993.
- Bank, Helene, Norges Naturvernforbund:** Livsløpsvurdering av produkter. Oslo 1993 (fortryk).
- Bauer, Bjørn & Bagh, John, PlanMiljø:** Miljøafgifter på kemiske stoffer og produkter. Miljøstyrelsen 1993 (ikke publiceret).
- Bauer, Bjørn & Hermind, Benét, CASA:** Miljømæssige aspekter af det internationale standardiseringsarbejde. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. xx 1994 (under udgivelse).
- Bostrup, Jens:** Den europæiske industri støtter miljømærket. Erhvervs-Bladet, 12. juni 1991.
- BPS-centret:** Nyt om Byggeriets Planlægningssystem. Juni 1993.
- British Standard:** BS 7750 Environmental Management Systems. 1992.
- Brundtland Kommissionen:** Vores fælles fremtid. FN-Forbundet og Mellempolkeligt Samvirke. 1987.
- Carstensen, Jonny, Erhvervsbladet:** Firmaer Øko-TEX certificeres snart. Artikel, 26. november 1993.
- Christensen, Per:** Diagnose for kloden. Artikel i Information, 3. september 1993.
- Christiansen, K., Grove, A., Hansen, L.E., Hoffman, L., Jensen, A.A., Pommer, K & Schmidt, A:** Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer. DTI for Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 131, Kbh. 1990.
- COWiconsult og Institut for Produktudvikling:** Produkters livscyklusomkostninger. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 2/1993.
- Daly, Herman E. & Cobb, John B.:** Det fælles bedste. En økologisk økonomi for fællesskab og fremtid. Hovedland, København 1991.
- Drøjdahl, Anette, DTI:** Personlig kommentar, november 1993.
- DTI, Beklædnings- og Textilinstituttet:** Øko-TEX mærkning af tekstilvarer. Taastrup 1993.
- Eikard, U., Jørgensen, C., Hermind, B. & Møldrup, A.:** Offentlig grøn indkøbspolitik - Miljøvenlige indkøb i kommuner og amter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 50/1993.
- Ekvall, Tomas:** Life-cycle analyses of corrugated cardboard. A comparative analysis of two existing studies. Chalmers Industriteknik, Göteborg, 1992.
- EVA:** Det rene svineri. Årsrapport for Andelselskabet EVA 1991.
- Forbrugerombudsmanden:** Brev til DTI-Beklædnings- og Textilinstituttet. Her fra DTI 1993.
- Goedkoop, Mark, PRé Consultants:** SimaPro - The software tool fo analyse and develop environmentally sound products. Amersfoort 1993.
- Hall, Gund:** Visions of Sustainability - Proceedings of the Design Charette. Boston Society of Architects, Boston USA 1992.
- Hansen, E., Balder, C. & Pedersen, M.V., COWiconsult:** Industriprodukters miljøbelastning, Hovedrapport. Miljøstyrelsens Arbejdsprojekt nr. 21/1993.

Hansen, Erik, COWIconsult: Personlig oplysning, oktober 1993.

Hansen, J. & Holme, I.: Eco-label criteria for Textile Products. Life-Cycle Inventory for Textile Products. Taastrup 1993.

Hajn, Morten, Ålborg Universitetscenter. Personlig kommentar 1993.

ISO Bulletin, April 1992.

ISO/IEC SAGE: Report of the fourth meeting og the ISO/IEC Strategic Advisory Group on Environment (SAGE). Toronto, Canada, June 1993.

Jensen, Allan Herstedt et al: Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer. Institut for Økologi og Miljølære og Institut for Arbejdsmiljø, DTH. Miljøprojekt nr. 204. Miljøstyrelsen, Kbh. 1992.

Jensen, Niels Juul, Miljøstyrelsen 1993. Her fra Tornbjerg 1993.

Jespersen, Jesper, RUC: Personlig kommentar, oktober 1993.

Jessen, Poul Wendel, Miljøstyrelsen. Personlig kommentar, november 1993.

Jørgensen, Lotte: Ny slagmark for skumplast og mineraluld. Artikel i Ingeniøren nr. 42, 22. oktober 1993.

Jørgensen, Jørgen, IPU: Personlig kommentar, 1993.

Larsen, Kurt Elliot, BASF: Personlig kommentar, oktober 1993.

Meadows, D. et al: Hinsides grænser for vækst. Gyldendal 1993.

Miljøministeriet: Lov nr. 358 af 6. juni 1991 om miljøbeskyttelse.

Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 794 af 9. december 1991 om godkendelse af listevirksomhed.

Miljøstyrelsen: Renere Teknologi, nyhedsbrev 3, juni 1993.

Miljøstyrelsen: Beretning fra Det Nordjyske Rammeprogram for Renere Teknologi. Orientering nr. 7/1993. Kbh. 1993.

Miljøstyrelsen: Godkendelse af listevirksomheder. Vejledning nr. 3/1993. Kbh. 1993.

Novotex: Green Cotton, Common Sense; Environmental Audit og andet materiale. Ikast 1992/1993.

Nyborg, Preben, Dansk Design Center: Design med plast. København 1993.

Nørgaard, Leif, Novotex: Personlig kommentar, december 1993.

OTA: Green Products by Design - Choices for a Cleaner Environment. Washington 1992.

O2-Denmark: Design - Materialer - Miljø. København 1992.

Pearce, D. & Markandya, A.: Sustainable development in the third world. 1991.

Pedersen, B. & og Christiansen, K.: A Meta-review on Product Life Cycle Assessment. Fra Product Life Cycle Assessment - Principles and Methodology, Nord 1992:9, Nordic Council of Ministers, Kbh. 1992.

Pedersen, Bo: Hvad er et bæredygtigt ressourceforbrug? DTH, Lyngby, 1993:1.

Pedersen, Bo (red.): Environmental Assessment of Products. UETP-EEE, Helsinki 1993:2.

Pedersen Weidema, Bo: Udvikling af en metode til livscyklusvurdering af produkter, med særligt henblik på levnedsmidler. Sammenfatning af PhD afhandling. DTH, Lyngby 1993:3.

Pedersen, Bo, Visionik: Livscyklusvurdering - et kursus i miljøvurdering af produkter. København 1993.

Petersen, Helle, Miljøstyrelsen: Personlig kommentar, februar 1994.

Pommer, Kirsten, Rendan: Personlig kommentar, december 1993.

Rasmussen, Ole Rasmus: Implementation of sustainable development - methodological and conceptual considerations concerning the measuring of sustainability. North Atlantic Regional Studies, RUC 1993.

Röhme, Jens, TYTEX: Personlig kommentar, december 1993.

Schmidt, Anders, dk-TEKNIK: Personlig kommentar september 1993.

SETAC: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice". Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brussels, 1993.

SETAC: A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment. A Workshop Report. Florida 1992.

SETAC: Life-Cycle Assessment. A Workshop Report. Bruxelles 1992.

SETAC: A Technical Framework for Live-Cycle Assessments. Washington 1991.

St. John, Andrew: The Sourcebook for Sustainable Design - A Guide to Environmentally Responsible Building Materials and Processes. Boston Society for Architects, Boston USA 1992.

Sveide, Jan et al, Chalmers Industriteknik: LCA Inventory Tool. Göteborg 1993.

Sørensen, Bent: Livscyklusvurdering? Kronik i Information, d. 9. 8.1993.

Toft, J. & Dall, O., I/S ØkoAnalyse: Grøn statslig indkøbspolitik. Delrapport 3: Miljøvurderinger. Miljøstyrelsens arbejdsrapport nr. 58/1993.

Toft, J. & Dall, O., I/S ØkoAnalyse: Grøn statslig indkøbspolitik. Miljøprojekt 242, Miljøstyrelsen 1993.

Tornbjerg, Jesper: En miljøblomst i kapløb med tiden. Artikel i Ingeniøren nr. 51, 24. december 1993.

Vilby, Knud: Kan JORDEN bære? Dansk Røde Kors. København 1988.

Vilby, Knud (red.): Mod bedre vidende. Opgør med den politiske elendighed og vor fælles afmagt. Reitzels forlag. Kbh. 1990.

Öko-Institut / Projektgruppe Ökologische Wirtschaft: Produktlinienanalyse, Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Köln 1987.

Noter

1. Vilby, 1988.
2. Brundtland Kommissionen, 1987.
3. Brundtland Kommissionen, 1987.
4. Rasmussen, 1993.
5. F.eks. Pearce & Markandya, 1991.
6. Meadows et al, 1993.
7. Nørgård, 1990.
8. Ota, 1992.
9. F.eks. OTA, 1992.
10. Larsen, 1993.
11. Öko-Institut, 1987.
12. Christiansen, 1990.
13. SETAC, 1993.
14. SETAC, 1991-1993.

15. Begrebet "fornyelig" er dynamisk: F.eks. fremstilles ammoniak ved en reaktion mellem nitrat og brint, og da brint fremstilles ved afbrænding af fossile brændsler, regnes ammoniak til ikke-fornyelige ressourcer. Men brint kan også fremstilles ved elektrolytisk spaltning af vand og bliver dermed fornyeligt, hvorved også ammoniak må betragtes som en fornyelig ressource.

16. Ekvall, 1992.

17. Fava et al, 1991, - her fra Pedersen, 1993:3.

18. SETAC, 1993.

19. Sveide et al, 1993.

20. Goedkoop, 1993.

21. Bostrup, 1991.

22. Jessen, 1993.

23. Andreasen, 1993, - her fra Jørgensen, L. 1993.

24. Juul Jensen, 1993, - her fra Tornbjerg, 1993.

25. Thorsen, 1993.

26. Jessen, 1993.

27. Jensen, 1993.

28. Jørgensen, L., 1993.

29. Petersen, 1994.

30. Nørgaard, 1993; Röhme, 1993.

31. Baker, 1993.

32. COWI Consult, 1993

33. - do -

34. Gudmundsson og Jacobsen, 1993, - her fra Harritz, 1993.

35. Dall og Toft, 1992.

36. Hajn, 1993.

37. Nørgaard, 1993 samt Novotex, 1993.

38. Hansen & Holme, 1993.

39. Carstensen, 1993.

40. DTI, 1993.

41. Forbrugerombudsmanden, 1993.

42. Drøjdahl, 1993.

43. DTI, 1993.

44. Jørgensen, J., 1993.

45. Pommer, 1993; Schmidt, 1993.

46. ISO, 1992.