

# Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen

Nr. 21 1993

Industriprodukters  
miljøbelastning

Hovedrapport

504.064.43

061-1

ex. 2

7263

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 21/1993

**Industriprodukters miljøbelastning**  
Hovedrapport

COWIconsult A/S

MILJØSTYRELSEN  
BIBLIOTEKET  
STRANDGADE 29  
1401 KØBENHAVN K

Miljøministeriet  
**Miljøstyrelsen**

Rapporten er udarbejdet med tilskud fra Rådet vedr. genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Det skal bemærkes, at de fremsatte synspunkter ikke nødvendigvis dækkes af Rådet eller Miljøstyrelsen.

# Indholdsfortegnelse

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 1.    | Indledning   | 5  |
| 2.    | Resume og konklusioner   | 7  |
| 3.    | Problemafgrænsning og systemanalyse  | 11 |
| 3.1   | Generelle overvejelser   | 11 |
| 3.2   | Livscyklusforløb   | 12 |
| 3.2.1 | Livscykluskoncept  | 12 |
| 3.2.2 | Miljørelationer i livscyklusforløbet   | 16 |
| 3.3   | Databehov og kilder  | 20 |
| 3.3.1 | Materialekredsløb  | 20 |
| 3.3.2 | Energikredsløb   | 25 |
| 3.3.3 | Hjælpstoffer/materialer  | 27 |
| 3.3.4 | Maskiner o.a.  | 28 |
| 3.3.5 | Driftsmidler   | 28 |
| 3.3.6 | Emissioner og affald   | 28 |
| 3.3.7 | Andet  | 29 |
| 3.4   | Vurdering  | 30 |
| 4.    | Metodeerfaringer   | 31 |
| 4.1   | Erfaringer fra Danmark   | 31 |
| 4.1.1 | Miljøvurdering af PVC  | 32 |
| 4.1.2 | Miljømæssig vurdering af mælkeemballage  | 33 |
| 4.1.3 | Produktregistervurderingerne   | 35 |
| 4.1.4 | UMIP-projektet   | 37 |
| 4.1.5 | Scoringssystemer til miljørevision for industrivirksomheder og industriprodukter | 39 |
| 4.2   | Udenlandske erfaringer   | 42 |
| 4.2.1 | Livscyklusanalyser   | 42 |
| 4.2.2 | EMPA/BUWAL-metoden (kritiske voluminer)  | 43 |
| 4.2.3 | EPS-systemet   | 44 |
| 4.3   | Vurdering  | 45 |

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 5.    | Metodeovervejelser og -forslag                   | 47 |
| 5.1   | Metodeovervejelser                               | 47 |
| 5.2   | Metodeforslag                                    | 50 |
| 5.2.1 | Trin 1 - Mængder alene                           | 50 |
| 5.2.2 | Trin 2 - Mængder og sammensætning                | 52 |
| 5.2.3 | Trin 3 - Mængder, sammensætning og ressourcetab  | 56 |
| 5.2.4 | Trin 4 - Mængder, sammensætning og energiforbrug | 59 |
| 5.2.5 | Trin 5 - Mængder, sammensætning og miljøeffekter | 60 |
| 5.2.6 | Trin 6 - Yderligere detaljering                  | 64 |
| 6.    | Afprøvning af metodeforslag                      | 69 |
| 6.1   | Aktiviteter og forudsætninger                    | 69 |
| 6.2   | Resultater og vurdering                          | 70 |
| 6.2.1 | Resultater                                       | 70 |
| 6.2.2 | Vurdering  | 72 |
| 6.3   | Arbejdsindsats - samlet vurdering                | 85 |
|       | Referencer                                       | 88 |

# 1. Indledning

|                        |   |
|------------------------|---|
| Formål                 | Denne rapport beskriver resultaterne og erfaringerne af et projekt, hvis formål har været at udvikle en metode til at prioritere industriprodukter ud fra den samlede miljøbelastning ved fremstillingen, brugen og bortskaffelsen af industriprodukter.  |
| Baggrund               | <p>Projektet er foranlediget af behovet for et redskab, der kan bruges til at udpege de grupper af industriprodukter, der i særlig grad belaster miljøet, og som derfor bør prioriteres i det igangværende arbejde med at fremme renere teknologi.</p> <p>Dette behov har sin baggrund i, at den systematiske indsats, der i Danmark er udført for at mindske den miljøbelastning, som beror på industrielle stoffer og produkter, foreløbig i høj grad har fokuseret på produktionsfasen. Der gives dog mange eksempler på, at stoffer/produkter først giver anledning til væsentlig miljøbelastning ved anvendelsen eller bortskaffelsen.</p> <p>Indsatsen i denne forbindelse i Danmark har indtil videre været koncentreret om udvalgte stoffer og materialer såsom cadmium, kviksølv, PCB, CFC, phthalater, PVC etc., som af forskellige årsager er vurderet som særligt farlige eller problemfyldte.</p> <p>Imidlertid er der med den opprioritering af renere teknologi-aspektet, som er indført med den nye miljølov, skabt et grundlag for at der kan iværksættes en systematisk indsats overfor den samlede miljøbelastning ved fremstillingen, anvendelsen og bortskaffelsen af industrielle stoffer og produkter, dvs. fra vugge til grav. Denne indsats kan fx være rettet mod:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- Ændrede konstruktionsprincipper/materialevalg</li><li>- Forbedrede genanvendelsesmuligheder</li><li>- Ændret affaldsbortskaffelse</li><li>- Anvendelsesregulering</li></ul> <p>Hensigten med dette projekt har været at vurdere mulighederne for og om muligt udvikle en prioriteringsmetode, der tager hensyn til den samlede miljøbelastning og ressourceforbrug i hele livsløbet for et industrielt produkt - fra udvindingen af råvarer til bortskaffelsen/genanvendelsen af affald.</p> |
| Resultat               | Som vurderet i denne rapport er der i princippet ingen problemer med at gøre dette. I praksis er der dog tale om, at indsatsen let bliver enorm, og det derfor vil være nødvendigt at indskrænke antallet af forskellige parametre, som medregnes ved prioriteringen. I sidste instans er der tale om et valg mellem indsats og præcision forstået således, at en større præcision naturligt kræver en større indsats.  |
| Financering og styring | Projektet er finansieret af Rådet for Genanvendelse og Renere Teknologi og er blevet overvåget af en styringsgruppe med følgende sammensætning:   |

Søren Kristoffersen, Miljøstyrelsen  
Lise Fogh Pedersen, Miljøstyrelsen  
Marianne Hounum, Miljøstyrelsen

Forfattere

Rapporten er udarbejdet af Christian Balder, Marchen Vinding Pedersen og Erik Hansen (projektansvarlig), COWIconsult.

## 2. Resumé og konklusioner

Arbejdet med at udvikle en metode til at prioritere industriprodukter har omfattet følgende aktiviteter:

### Miljørelationer i livscyklusforløbet

Der er opstillet forslag til et livscykluskoncept for industriprodukter samt identificeret de relevante miljørelationer i dette livscyklusforløb. Begrebet "miljørelationer" dækker her miljøpåvirkninger i ordets videste betydning, herunder forbrug/tab af råmaterialer, energiforbrug, forbrug af hjælpestoffer/materialer og driftsmidler samt emissioner, affaldsproduktion, støj, termiske påvirkninger og andet.

### Databehov og datakilder

Der er herudover (jf. kap. 3) foretaget en vurdering af databehov og datakilder for oplysninger om miljørelationer. Ved denne vurdering er forsøgt dels at udpege de kontante data, der er nødvendige for at vurdere miljørelationer, dels at angive hvordan disse data kan fremskaffes, og hvor besværligt dette vil være.

Det er konkluderet, at en fuldstændig klarlægning af miljøbelastningen i hele livscyklusforløbet for alle industriprodukter, der omsættes i Danmark, er en enorm opgave, der er urealistisk indenfor rammerne af et prioriteringssystem. Dette beror på, at en række af de data, der vil være brug for, kun kan fremskaffes med en meget stor arbejdsindsats. Et prioriteringssystem må nødvendigvis nøjes med at fokusere på dele af livscyklusforløbet, og fortrinsvis de dele, hvor data er lettilgængelige.

### Vurdering af andre erfaringer

Der er endelig (jf. kap. 4) foretaget en vurdering af de hidtidige erfaringer - danske såvel som udenlandske - med at opgøre industriprodukters miljøbelastning i livscyklusforløbet. Denne vurdering har inddraget traditionelle livscyklusanalyser såvel som scoringssystemer og andre metoder, der kunne være relevante.

Ved denne vurdering er ikke fundet nogen metode, der egner sig som prioriteringsmetode overfor alle industriprodukter i samfundet. De foreliggende erfaringer viser tydeligt, at opgaven med at foretage en fuldstændig livscyklusanalyse er så stor, at næppe nogen analyser endnu har klaret at komme hele vejen rundt. Dvs. at lave en fuldstændig analyse fra "vugge til grav". En andet basalt dilemma består i, hvordan forskellige miljøpåvirkninger vægtes overfor hinanden. Kun gennem en form for vægtning er det muligt at sammenligne forskellige påvirkninger, hvilket er et uomgængeligt krav for et prioriteringssystem. De fleste vægtningsprocedurer er dog i praksis ugennemskuelige (og dermed utroværdige?) for udenforstående. Det er konkluderet, at enhver form for vægtning bør gøres så enkel og letforståelig som muligt, og at komplicerede vægtningsprocedurer principielt bør undgås, uanset at disse i teorien kan være mere rigtige.

### Vigtige datatyper

På denne baggrund (jf. kap. 5), er peget på en række datatyper, som kunne indgå i en prioriteringsmetode. Disse datatyper omfatter:

- Mængder som forbruges eller produceres af forskellige industriprodukter (varegrupper) i Danmark.
- Sammensætningen af industriprodukter (varegrupper) i materialer.
- Ressourcetabet gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne, som kan opgøres ved at skønne den andel af materialerne i industriproduktet, som ikke genanvendes. Dette ressourcestab opdeles endvidere i fornyelige/ikke-fornyelige ressourcer, idet der for fornyelige ressourcer også skelnes mellem, om ressourcen genskabes i takt med den nuværende udnyttelse eller ej. Som ressourcestab medregnes kun tabet af ikke-fornyelige ressourcer samt tabet af de fornyelige ressourcer, som ikke genskabes i takt med udnyttelsen.
- Energiforbruget, som opgøres som det energiforbrug, der er brugt til fremstillingen og forarbejdningen af de forskellige materialer i de enkelte industriprodukter, fratrukket den energimængde, der kan genvindes fra de materialer, som går tabt. Hertil lægges energiforbruget ved brugen af industriprodukterne (dvs. elforbrug til køleskabe etc.).
- Miljøeffekter, som opgøres ved et scoringssystem og er en simpel vurdering af, om der i løbet af livscyklusforløbet for industriproduktet og de materialer, det er sammensat af, sker et udslip af kemiske stoffer, som på forskellig vis påvirker mennesker og det omgivende miljø. Scoringen skelner mellem stoffer, hvis virkning er ikke-skadelig, begrænset skadelig og omfattende skadelig.

Disse datatyper kendetegnes ved at kunne fremskaffes relativt let (dvs. med en relativt lille arbejdsindsats), at have et veldefineret fysisk indhold og dermed være letforståelige og skønnes tilsammen at dække en væsentlig del af den samlede miljøbelastning fra et industriprodukt. Det er dog ikke muligt ud fra den eksisterende viden præcist at angive, hvor stor en del af den samlede miljøbelastning der er dækket ind via disse datatyper.

Om ønsket kan dog også foretages en mere detaljeret vurdering af miljøbelastningen for industriprodukter. Der er skitseret forskellige metoder til at gøre dette (jf. afs. 5.2.6). Fælles for disse metoder er dog, at der forudsættes et detaljeret kendskab til livscyklusforløbet for de materialer, der indgår i industriproduktet. Dermed er der også tale om en væsentlig større arbejdsindsats.

## Afprøvning

Endelig er (jf. kap. 6) gennemført en afprøvning af de metodeelementer, som er identificeret. Ved denne afprøvning er udvalgt følgende seks varegrupper:

1. Spiger, søm, stifter af jern og stål
2. Aviser og tidsskrifter
3. Biler
4. Bordservice af plast til engangsbrug
5. Poser og sække af polyethylen
6. Varer af glasuld

For hver af disse varegrupper er indhentet oplysninger om forbrug og dansk produktion fra Danmarks Statistik, samt estimeret sammensætningen i materialer. For hvert af de indgående materialer er endvidere skønnet ressourcetabet, energiforbruget samt miljøeffekten, og herudfra foretaget en prioritering.

Igennem denne afprøvning er det erkendt, at miljøeffekten er en dårlig prioriteringsparameter, da der for de fleste materialer, som indgår i industriprodukter på et eller flere steder i livscyklusforløbet, sker en emission af kemiske stoffer, hvis effekt må betegnes som omfattende skadelig overfor miljøet eller mennesker. I praksis har det derfor ringe værdi at vurdere miljøeffekter uden samtidig at tage højde for de mængder, der spredes, og stoffernes skæbne i miljøet (nedbrydning etc.).

Et valg mellem forskellige niveauer

Der er ikke opstillet ét endeligt forslag til prioriteringsmetode, men det er vurderet, at der reelt er tale om et valg mellem tre niveauer, som er tydeligt forskellige, hvad angår metodens nøjagtighed/informationsværdi og den arbejdsindsats, som er nødvendig for at gennemføre metoden. Disse niveauer er som følger:

Niveau 1

**Niveau 1: Mængder alene.** En prioritering af industriprodukter kan gennemføres baseret udelukkende på de mængder (i vægt), der forbruges eller produceres i Danmark. Dette niveau kan kun betragtes som en målestok for de egentlige miljøproblemer. Målestokken vil være upræcis, og der vil forekomme urimeligheder. Fx vil en varegruppe som "aviser og tidsskrifter" blive prioriteret højt på trods af, at denne varegruppe overvejende består af materialer, der er fornyelige og som genskabes i takt med udnyttelsen. Andre særlige miljøproblemer vil heller ikke blive inddraget ved prioriteringen. Til gengæld vil den nødvendige arbejdsindsats til at gennemføre metoden være begrænset til skønsmæssigt 2,5 - 3,5 mandmåneder excl. indsats til EDB-aktiviteter.

Niveau 2

**Niveau 2: Ressourcetab og energiforbrug.** En bedre prioritering opnås ved at estimere ressourcetabet og energiforbruget (jf. punkt 4 ovenfor) for industriprodukter. Dette forudsætter kendskab til mængderne, der forbruges/produceres af industriprodukter, samt sammensætningen i materialer. Ressourcetabet opgjort på denne måde skønnes typisk at dække mellem 30 - 70% af det samlede ressourcetab for materialer i industriprodukter, mens energiforbruget skønnes at dække typisk 70 - 90% af det samlede energiforbrug. Begge skøn er grove skøn, som ikke på nuværende tidspunkt kan dokumenteres. Energiforbruget vil herudover være en målestok for drivhuseffekten og forsuren, eftersom disse miljøpåvirkninger hovedsageligt beror på udslip til luft ved energiomdannelse (fx kul til elektricitet) og energiforbrug. Andre miljøproblemer vil dog ikke være dækket ved prioriteringen.

Det vurderes, at ressourcetabet og energiforbruget er gode parametre, der kan bruges som håndfaste argumenter for at igangsætte udvikling med hensyn til øget genanvendelse, andet materialevalg etc. for udvalgte varegrupper.

Den nødvendige arbejdsindsats for at gennemføre metoden er skønnet til mellem 40-61 mandmåneder. Dette skøn bygger bl.a på en vurdering af, at for at medtage alle industriprodukter i Danmark vil det være nødvendigt at skelne mellem ca. 1200 - 1900 forskellige varegrupper samt antagelig 100 - 200 forskellige materialer.

### Niveau 3

**Niveau 3: Alle miljøproblemer.** Ved dette niveau satses der på at opnå en detaljeret viden om livscyklusforløbet for alle materialer, der indgår i industriprodukter. I praksis skulle det herved være muligt ikke alene at forbedre estimaterne for ressourcetab og energiforbrug, men også at opnå en viden, der muliggør, at også andre miljøpåvirkninger, såsom drivhuseffekt, ozonlagseffekt, forsuring, eutroficerings, spredning af tungmetaller og persistente organiske stoffer samt andre påvirkninger af lokal karakter (støv, støj, kræftkaldende stoffer etc.) kan dækkes ind. Prioriteringen kan gennemføres ved et scoringssystem eller ved forskellige former for kvantificering. Arbejdsindsatsen vil dog være betydelig (min. 100 mandmåneder) og kan formodentlig kun retfærdiggøres, hvis der af andre årsager er behov for at udvikle egentlige miljøprofiler for forskellige materialer.

### Resultater

Til illustration af de resultater, der opnås ved en prioritering på niveau 1 og 2 som beskrevet ovenfor, er i tabel 2.1 angivet resultaterne af prioriteringen for de 6 varegrupper, som metoden er afprøvet på. Der findes ikke resultater, som svarer til niveau 3, da det ikke har været muligt at afprøve dette niveau inden for projektets rammer. Det bemærkes, at tabel 2.1 er en forenklet udgave af tabel 6.1.

Tabel 2.1 Prioritering af 6 varegrupper gennemført på niveau 1 og 2.

| Varegruppe |                               | Niveau 1        |           | Niveau 2             |                     |           |
|------------|-------------------------------|-----------------|-----------|----------------------|---------------------|-----------|
| Nr.        | Navn                          | Mængder<br>Tons | Placering | Ressourcetab<br>Tons | Energiforbrug<br>GJ | Placering |
| 1          | Spiger, søm etc.              | 11.510          | 5         | 10.600               | 296.000             | 5         |
| 2          | Aviser og tidsskrifter        | 112.300         | 1         | 1.700                | 3.849.600           | 4         |
| 3          | Biler                         | 55.145          | 4         | 21.396               | 60.600.600          | 1         |
| 4          | Bordservice/plast/engangsbrug | 3.711           | 6         | 3.500                | 190.500             | 6         |
| 5          | Poser og sække af PE          | 56.352          | 3         | 38.700               | 3.043.300           | 2-3       |
| 6          | Varer af glasuld              | 61.740          | 2         | 60.500               | 1.192.000           | 2-3       |

### 3. Problemafgrænsning og systemanalyse

#### 3.1 Generelle overvejelser

Det er projektets formål så vidt muligt at udvikle en metode til at prioritere industriprodukter ud fra den samlede miljøbelastning ved fremstillingen, brugen og bortskaffelsen.

Der er tale om, at metoden i princippet skal bringes i anvendelse overfor alle typer af industriprodukter, som anvendes i det danske samfund og behandle disse produkter i hele deres livscyklus. Det er endvidere anset for ønskeligt, at metoden indebærer en form for kvantificering af miljøbelastningen, så langt som en sådan kvantificering er hensigtsmæssig. I denne forbindelse skal understreges, at metoden skal bruges til at sammenligne forskellige typer af industriprodukter og ikke til at afklare betydningen af forskelligt materialevalg for samme produkttype.

To oplagte spørgsmål i denne forbindelse er:

- 1) Hvad er et industriprodukt?
- 2) Hvor mange forskellige typer af industriprodukter anvendes i Danmark?

#### Definition af industriprodukt

Et industriprodukt skal her defineres som "en vare, der har gennemgået en forædlingsprocess, der har karakter af masseproduktion, og hvis videre anvendelse ikke indebærer en yderligere industriel sammenføjning eller forædling".

Således betragtes varer som råolie, jernstænger, kartofler, elektroniske komponenter og grus ikke som industriprodukter, mens benzin, maskiner, færdiglavede gryderetter, computere og præfabrikeret beton er industriprodukter.

Defineret på denne måde svarer industriprodukter til færdigvarer, mens råvarer og halvfabrikata ikke betragtes som industriprodukter. Rimeligheden i at anlægge en sådan definition ligger i, at den i princippet forhindrer dobbeltarbejde. Det skal dog medgives, at definitionen ikke er entydig, idet mange varer kan bruges som halvfabrikata såvel som færdigvarer.

Herudover bemærkes, at definitionen på industriprodukter også udelukker færdigvarer, som er fremstillet ved håndværk. Dette er her anset for acceptabelt, da miljøbelastningen fra egentlige håndværksprocesser reelt set må anses for marginal sammenlignet med miljøbelastningen fra industrielle processer.

## Antal industriprodukter

Et mål for antallet af forskellige industriprodukter kan fås fra Danmarks Statistik's varestatistikker. Udenrigshandelsstatistikken og Varestatistik for industrien - som begge bygger på Bruttotariffen - omfatter på det mest detaljerede niveau, der anvendes internationalt (det 9-cifrede niveau), ca. 10.000 positioner /1/. Denne opdeling er i sig selv udtryk for en forenkling af virkeligheden, da mange positioner er samlepositioner, som omfatter flere forskellige typer af varer.

I input-output statistikken, som også er baseret på Bruttotariffen, er anvendt en opdeling i ca. 2300 positioner /2/. Opdelingen i input-outputstatistikken repræsenterer således en forenkling i forhold til varestatistikkerne.

For begge opdelinger gælder, at de omfatter alle varer, som omsættes i det danske samfund herunder råvarer, halvfabrikata og håndværksmæssige produkter. Udelukkes alle positioner, som med sikkerhed kun omfatter råvarer, halvfabrikata og håndværksmæssige produkter kan det samlede antal varepositioner i input-outputstatistikken reduceres til ca. 1700 (jfr. annex 3).

Til sammenligning skal nævnes, at der i Miljøministeriets handlingsplan for renere teknologi 1993 -1997 regnes med ca. 1600 forskellige varegrupper /3/.

En præcis vurdering af hvormange forskellige typer af industriprodukter, der skal regnes med afhænger naturligvis af hvilken prioriteringsmetode, der vælges og hvilken opdeling af industriprodukter i varegrupper, der anses for hensigtsmæssig. Denne vurdering skal ikke derfor gennemføres her (der henvises til kapitel 5).

Det er dog rimeligt at konkludere, at antallet af forskellige industriprodukter er så stort, at det er af afgørende betydning at vælge en metode, der er så enkel og mekaniseret som muligt. I modsat fald vil arbejdsindsatsen ved at gennemføre prioriteringen hurtigt blive urimeligt stor. Til eksempel skal anføres, at med ca. 1700 varegrupper og et mandtimeforbrug på 1 dag pr. varegruppe, vil den samlede indsats være af størrelsen 7 mandår.

## 3.2 Livscyklusforløb

At metoden skal dække miljøbelastningen i produkternes livscyklus betyder, at den skal omfatte hele forløbet fra vugge til grav eller fra udvinding af råvarer til den slutdisponering af affald. I dette afsnit er på et principielt niveau angivet faserne i dette forløb samt identificeret de relevante miljørelationer for de forskellige faser.

### 3.2.1 Livscyklusconcept

Faseopdeling af et livscyklusforløb kan naturligvis gøres meget detaljeret. Her er valgt et relativt enkelt koncept (jfr. fig 3.1), som har store ligheder med de koncepter, der er benyttet i UMIP-projektet (jfr./5/) og Livscyklusomkostningsprojektet /6/. En vigtig forskel er, at "genan-

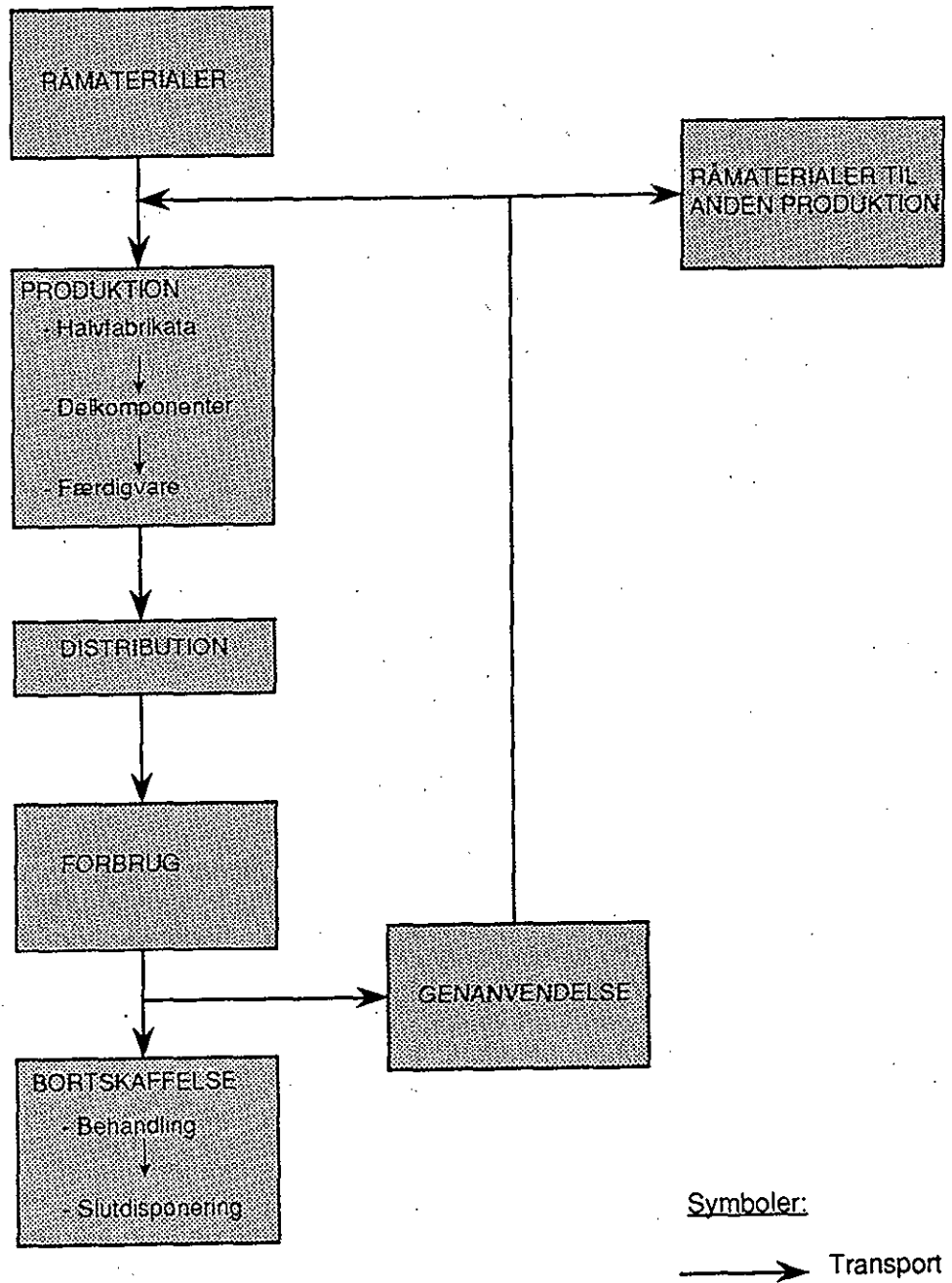


Fig 3.1. Livscyklus for et industri produkt

vendelse" og "bortskaffelse" her er skilt ud som to selvstændige bokse, mens UMIP-projektet og Livscyklusomkostningsprojektet integrerer "genanvendelse" og "bortskaffelse". I det følgende skal dette livscyklus-koncept kort gennemgås samtidig med, at der opstilles definitioner for relevante begreber.

#### Råmaterialefasen

I overensstemmelse med /7/ skal her defineres, at råmaterialefasen omfatter enhver erhvervelse af råmaterialer ved gravning, minedrift, boring, høstning og fiskning etc. samt grovbearbejdning og transport af disse frem til det punkt/tidspunkt, hvor den egentlige raffinering/-finrensning starter.

Denne grænseflade (at stoppe råmaterialefasen lige inden den egentlige raffinering) kan diskuteres. Grænsefladen er dog praktisk i den forstand, at raffineringsprocessen ofte er knyttet sammen med fremstillingen af halvfabrikata og kan være vanskelig at adskille herfra.

Det skal understreges, at i enkelte tilfælde (f.eks. indvinding af luftarter ud fra atmosfærisk luft) er det vanskeligt at skelne mellem råmaterialefasen og produktionsfasen.

#### Produktionsfasen

Produktionsfasen antages her at omfatte alle produktionstrin, hvor råmaterialet omdannes til industrielle produkter. Produktionsfasen stopper, når produktet forlader det sidste produktionsled ved fabriksporten.

Produktionsfasen kan i praksis opdeles i følgende trin/processer:

- raffinering af råmaterialer
- fremstilling af halvfabrikata
- fremstilling af delkomponenter
- fremstilling af færdigvarer (industriprodukter)
- lageroperationer
- emballering og afemballering
- transport.

Hvilke trin, der er relevante i hvert enkelt tilfælde, afhænger af, hvor kompliceret produktet er, og hvordan produktionsprocessen er organiseret. Er produktet kompliceret, vil der være mange råmaterialer, der raffineres og bearbejdes til halvfabrikata og delkomponenter, før de til slut sammenføjes i et enkelt industriprodukt (som eksempel skal peges på en bil med stålskelet, indmad af plast/metal etc, glasvinduer, blybatteri, elektronik med kobber og andre materialer osv.). Er processen splittet op, således at produktion af forskellige halvfabrikata og delkomponenter foregår på hver sin fabrik placeret måske i hvert sit land, kan der være et væsentligt transport- og emballeringsbehov allerede i selve produktionsfasen.

Det bemærkes, at genanvendelse af produktionsaffald her betragtes som en integreret del af produktionsfasen. Dette gælder også i de tilfælde, hvor denne form for genanvendelse indebærer, at produktionsaffaldet sendes tilbage til et tidligere led i produktionsfasen, f.eks. en underleverandør.

Det bemærkes endvidere, at oparbejdning (kun den egentlige industrielle oparbejdning, ikke sorteringen, fragmentering o.lign.) af genbrugs-materialer her betragtes som en del af produktionsfasen. Dette valg er en logisk konsekvens af, at mange produktionsprocesser i dag er baseret på en blanding af primære og sekundære råvarer.

### Distributionsfasen

Distributionsfasen omfatter alle processer, der bringer produktet fra det sidste produktionsled ud til den endelige bruger, herunder:

- Transport (fabrik → grossist → butik → bruger)
- Emballering (grossist → butik → bruger - emballering fra fabrikken er med under produktionsfasen)
- Lagring (grossist/butik)
- Installation.

I disse processer er inkluderet de aktiviteter, der er knyttet til at vedligeholde industriproduktets brugsværdi for brugeren dvs. typisk køling/opvarmning/airconditioning under transport og lagring.

Ud fra det argument, at der også i produktionsfasen kan være et væsentligt behov for transport-, emballerings- og lagringsaktiviteter, kan det overvejes at se bort fra distributionsfasen, som en selvstændig fase og i stedet medregne aktiviteterne i denne fase under dels produktionsfasen og forbrugsfasen.

En interessant grænseflade i forhold til forbrugsfasen er spørgsmålet om installation. Det er valgt her at definere installation som en del af distributionsfasen ud fra den argumentation, at for de produkter hvor installation er en aktivitet af betydning, vil brugeren som oftest ikke overtage ansvaret for produktet, før dette er blevet installeret og afprøvet.

### Forbrugsfasen

Forbrugsfasen inkluderer alle aktiviteter forbundet med drift og vedligeholdelse af industriproduktet herunder alle former for genbrug af produktet (helt eller delvist), som brugeren finder hensigtsmæssig.

Spørgsmålet om genanvendelse er også en interessant grænseflade, som kan diskuteres. Her er valgt at betragte enhver form for genanvendelse, som ikke medfører, at produktets grundlæggende form ændres, som en del af forbrugsfasen. Dette indebærer f.eks. at en bildør eller bildæk, der fjernes fra en brugt/skadet bil og sælges påny, stadig er i forbrugsfasen. Eksemplet kan sammenlignes med, at fabrikker genbruger egne materialer (fejlproduktion o.lign.) eller sender disse materialer retur til en tidligere fabrik i kæden. Her er tale om internt genbrug i produktionsfasen.

### Genanvendelsefasen

Et produkt, der kasseres af forbrugeren og som ikke direkte genbruges vil gå til genanvendelse eller bortskaffelse. Her er valgt at separere genanvendelse fra bortskaffelse for at fremhæve betydningen af genanvendelse i livscyklusforløbet.

Da den egentlige industrielle oparbejdning af genbrugsmaterialer er en del af produktionsfasen er aktiviteterne i genanvendelsefasen afgrænset til:

- Transport (indsamling etc.)
- Fragmentering, sortering o.lign.
- Lagring.

Genanvendelsesfasen er her således antaget at stoppe ved porten til det industrieanlæg, hvor den egentlige oparbejdning, raffinering, fremstilling af halvfabrikata etc. finder sted.

Efter oparbejdning kan materialet blive udnyttet som råmateriale til den samme type industriprodukt, som det oprindeligt var anvendt til (ægte genanvendelse), eller det kan blive udnyttet til andre typer af produkter (uægte genanvendelse). Denne forskel er ikke uvæsentlig, eftersom den første form for genanvendelse må anses for mere "bæredygtig" end den sidste. Hvorvidt forskellen er værd at hæfte sig ved, er i sidste instans et spørgsmål om kvaliteten af de råmaterialer, der erstattes.

#### Bortskaffelsesfasen

Bortskaffelse er alternativet til genanvendelse. Bortskaffelsesfasen indeholder i princippet følgende aktiviteter:

- Transport (indsamling etc.)
- Behandling
- Slutdisponering.

Behandling er typisk afgrænset til processer såsom forgasning og forbrænding, hvor energiindholdet i affaldet indvindes og udnyttes, mens slutdisponering i princippet er afgrænset til deponering.

Her er dog valgt at betragte alle former for bortskaffelse af restprodukter, herunder brug af forbrændingsslagge til vejbygningsformål og o.lign. og udnyttelsen af organiske restprodukter fra biogasanlæg og komposteringsanlæg til gødning eller jordforbedringsmiddel som en form for slutdisponering udfra det argument, at de oprindelige materialer hermed er forsvundet ud af kredsløbet som materialer betragtet.

#### 3.2.2 Miljørelationer i livscyklusforløbet

I figur 3.2 er det livscyklusforløb, som er angivet i figur 3.1 udvidet med de væsentligste miljørelationer for de enkelte faser. Disse miljørelationer skal kort beskrives og diskuteres i det følgende.

#### Materialekredsløb

I starten af livscyklusforløbet sker et input af råmaterialer. Råmaterialer skal her defineres som alle stoffer og materialer, der indgår i det industrielle produkt (færdigvaren). Igennem livscyklusforløbet vil en del af råmaterialerne gå tabt som emissioner til vand, jord og luft samt blive opsamlet som affald. Livscyklusforløbet afsluttes med, at materialerne enten genindvindes ved genanvendelse, eller går tabt ved slutdisponeringen (bortskaffelsesfasen).

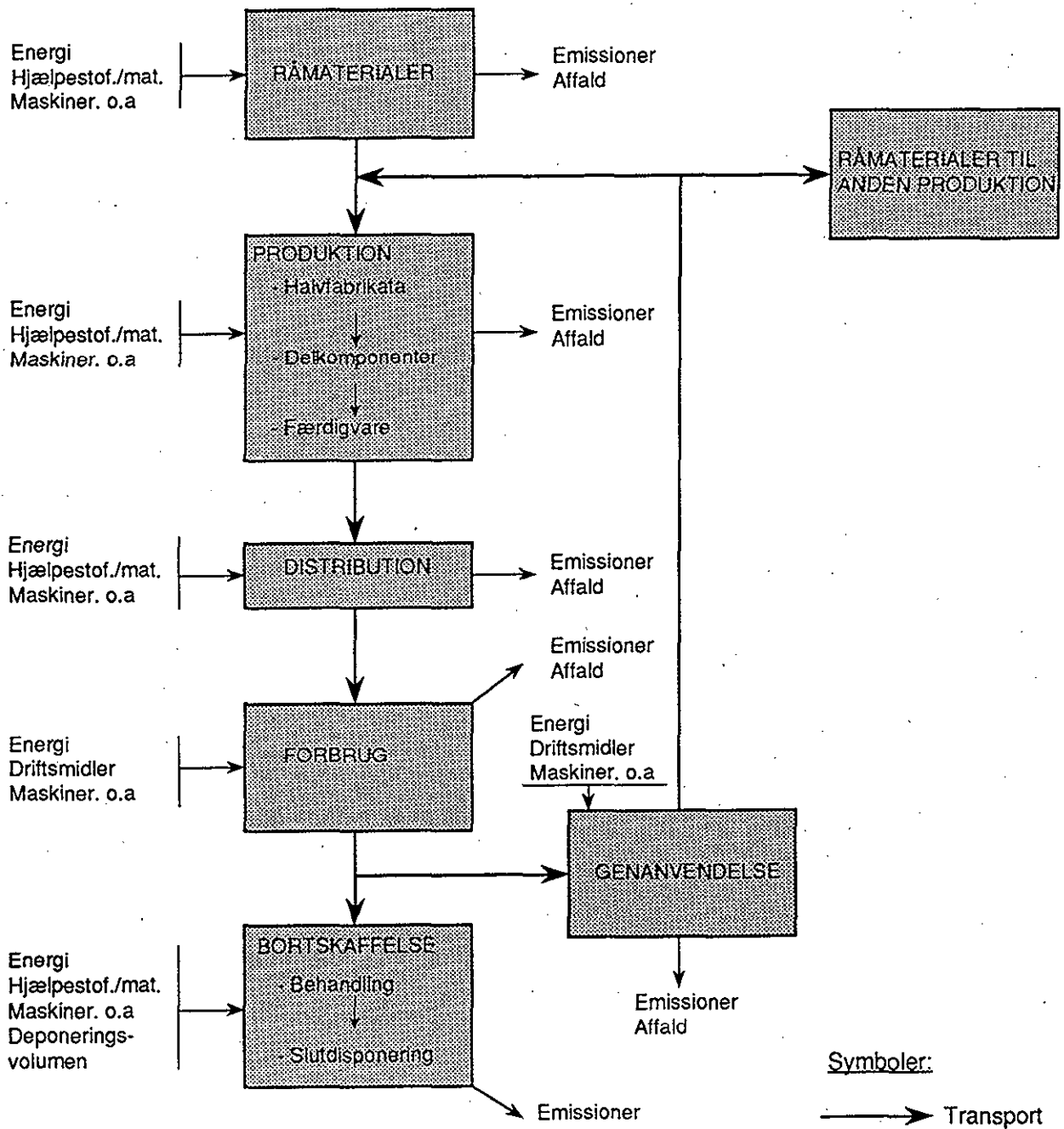


Fig 3.2. Miljørelationer for et industriprodukt gennem dets livscyklus (principplan)

Svarende til at der skelnes mellem "ægte" og "uægte" genanvendelse, er det for råmaterialer relevant at skelne mellem "primære materialer", dvs. jomfruelige materialer, og "sekundære materialer", dvs. materialer der er genanvendt. En anden vigtig skelnen er, om råmaterialerne er "fornyelige", dvs. kan genskabes i naturen indenfor en overskuelig tidshorizont, eller "ikke-fornyelige". Her skal som grænsefladen mellem fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer vælges en tidshorizont, der svarer til, at selv tunge træarter som egetræer og tropiske træarter vil kunne vokse op igen.

Det skal understreges, at selv fornyelige materialer/ressourcer vil kunne udryddes ved en tilstrækkelig intensiv udnyttelse. For fornyelige råmaterialer har det derfor også betydning, om nye ressourcer genskabes i samme takt som forbruget.

### Energikredsløb

Svarende til materialekredsløbet bør der fokuseres på energikredsløbet. Igennem alle livscyklusfaser vil der blive brugt energi til bearbejdningsprocesser, transport og lagring (herunder køle eller opvarmningsformål). Denne energi kan kun genvindes indirekte gennem materialegenanvendelse (her ses bort fra intern genvinding i produktionsprocessen af spildvarme via varmevekslere etc.). Energimæssigt kan det derfor have stor betydning om de råmaterialer, der anvendes er primære materialer eller sekundære materialer, idet de sekundære råmaterialer ofte vil være energimæssigt forædlede i forhold til de primære råmaterialer. Et godt eksempel på dette er fremstilling af glas, hvor der skal bruges væsentligt mindre energi, hvis produktionen kan baseres på sekundære råmaterialer såsom glasskår, end hvis produktionen baseres på jomfruelige råmaterialer (sand etc.).

Hertil kommer at den energi, som er indeholdt i industriproduktet i brændbare materialer, vil kunne genvindes i bortskaffelsesfasen ved affaldsforgasning eller -forbrænding. I denne sammenhæng omfatter brændbare materialer også metaller som aluminium og magnesium, som ikke naturligt indeholder energi, men hvor den processenergi som blevet tilført ved raffinering af råvarer delvist kan genvindes.

Ligesom for råmaterialer kan det være relevant at skelne mellem "fornyelige" og "ikke-fornyelige" energiressourcer. Dette har beskeden betydning for produktionsprocesser, der forgår i Danmark, eftersom der i Danmark overvejende bruges fossile energiressourcer, dvs. ikke-fornyelige ressourcer. Imidlertid er visse processer baseret på affaldstræ o.lign., dvs. fornyelige ressourcer. Ligesom for råmaterialer er det for fornyelige energiressourcer vigtigt om ressourcen genskabes i samme takt som forbruget.

Endelig gælder, at der ved selve energifremstillingen (f.eks. fremstilling af elektricitet ud fra kul etc.) vil ske et energitab, som kan variere betydeligt f.eks. afhængig af om varmeenergien fra kraftværker også udnyttes.

### Hjælpestoffer/materialer

Der kan ske et input af hjælpestoffer/materialer i de fleste livscyklusfaser. Hjælpestoffer/materialer skal her defineres som stoffer og materialer, der anvendes i de forskellige faser af livscyklusforløbet uden at indgå i produktet eller være et driftsmiddel. Typiske eksempler på

hjelpestoffer/materialer er katalysatorer, rensesvæsker, emballage og vand. Hjelpestoffer/materialer vil blive forbrugt/omdannet i processen og ende op som emissioner og affald efter processen.

Forbruget af hjelpestoffer/materialer bør principielt medregnes, hvilket kan ske ved at klarlægge forbruget pr. enhedsmængde af materiale eller industriprodukt produceret.

#### Maskiner o.a.

Maskiner og andet omfatter alle maskiner, bygninger, diverse infrastruktur (veje, kloakker etc), som anvendes i livscyklusforløbet. Det er oplagt, at i det omfang disse maskiner o.a. er en forudsætning for fremstillingen og brugen af industri produktet, bør det ressourceforbrug og den miljøbelastning, som er knyttet til fremstillingen, driften og vedligeholdelsen af disse maskiner o.a. medregnes, når ressourceforbruget og miljøbelastningen for industriproduktet skal opgøres. På den anden side er det et vigtigt spørgsmål, hvor grænsen skal trækkes. Til eksempel skal anføres, at de maskiner, der bruges til fremstilling af industriproduktet, igen er fremstillet ved brug af andre maskiner, som igen er fremstillet ved brug af andre maskiner, osv.. I princippet er kæden uendelig.

Løsningen på dette problem består i at overveje betydningen af maskiner o.a. for det samlede ressourceforbrug og miljøbelastning, der er knyttet til industriproduktet. Denne overvejelse bør gennemføres i alle tilfælde og kan i princippet baseres på, at mængden af materialer etc. i maskiner o.a. afskrives over den samlede mængde af industriprodukter, der produceres med det pågældende maskineri etc. Her skal vurderes, at hvis der er behov for at medregne betydningen af maskiner o.a. vil det kun være relevant for første led i kæden og i mange tilfælde vil det være overflødig.

Det er imidlertid vigtigt at tage stilling til dette spørgsmål fra sag til sag. Som eksempel skal peges på produktion af energi ved hjælp af vindmøller og vandkraft. Hvis det ressourceforbrug samt de miljøbelastninger, der er knyttet til maskiner o.a. ikke medregnes, vil den energi som opnås med vindmøller og vandkraft beregningsmæssigt være miljømæssigt gratis! Dette er naturligvis ikke tilfældet. Således er det beregnet i /12/, at for vindmøller udgør energiindholdet i materialerne der er anvendt til vindmøllen ca. 3% af den energiproduktion som vindmøllen forventes at frembringe, mens det tilsvarende tal for et solfangeranlæg er ca. 7%.

#### Driftsmidler

Driftsmidler omfatter de stoffer og materialer, der bliver brugt ved brugen af industriproduktet dvs. i forbrugsfasen, og som er snævert knyttet til produktets funktion. Eksempler er vaskepulver til en vaske-maskine og smøreolie til en motor. Det vil være logisk som driftsmidler også at medregne de stoffer og materialer, som bliver brugt til reparation og vedligeholdelse af produktet igennem forbrugsfasen.

Det kan diskuteres, om man som driftsmiddel også skal medregne energiforsyning, f.eks. benzin til en motor. Her er valgt at betragte alle former for energiforsyning som en del af energikredsløbet.

**Emissioner** Emissioner omfatter alle udslip af stoffer og materialer til vand, jord og luft igennem livscyklusforløbet, og skal her defineres som de udslip, der sker til miljøet efter rensningsprocesser, som også kan omfatte offentlige foranstaltninger, herunder kommunal spildevandsrensning. Der kan skelnes mellem emissioner, der skyldes tab af råmaterialer, og emissioner, der skyldes brug af energi og bortskaffelse af hjælpestoffer/materialer. Det bemærkes, at der ved enhver form for rensning opstår affald, som bør medregnes.

Betydningen af disse emissioner afhænger i princippet af de mængder af kemiske stoffer, der emitteres og disse stoffers miljøfarlighed.

**Affald** Affald omfatter kemikalieaffald og almindeligt fast affald. Der kan skelnes mellem affald, der skyldes tab af råmaterialer, affald der stammer fra hjælpestoffer/materialer og affald fra energifremstilling. Uanset affaldets oprindelse og karakter eksisterer i princippet et valg mellem genanvendelse eller bortskaffelse. Selvom disse transporter ikke er angivet i figur 3.2, bør mængderne til genanvendelse og bortskaffelse opgøres og medregnes på lige fod med de affaldsmængder, der opstår ved kassering af selve industriproduktet. Det bemærkes, at der ved enhver form for affaldsbehandling og genanvendelse opstår nye restprodukter, som igen kan kræve rensning, hvorved nye typer affald og emissioner opstår. Som eksempel skal nævnes perkolat fra en losseplads, der renses i et spildevandsrensningsanlæg, hvorved der opstår spildevandsslam, som igen deponeres på losseplads eller bortskaffes på anden måde.

**Deponeringsvolumen** Deponeringsvolumen er en ressource, som har relation til de affaldsmængder, der ikke kan bortskaffes på anden måde. Det kan diskuteres om deponeringsvolumen skal medtages som en selvstændig miljørelation eller antages for indirekte dækket gennem en opgørelse af de affaldsmængder, som føres til deponering.

**Andet** Af andre miljørelationer, som ikke er medtaget i figur 2 kan peges på varme og støj. Begge disse relationer er i princippet udtryk for ikke udnyttet energi og dermed indirekte dækket ind via energiregnskabet. Lokalt kan de dog have en betydelige genevirkning.

### 3.3 Databehov og -kilder

I dette afsnit er foretaget en kort vurdering af, hvilke datakilder der vil være til rådighed for at fremskaffe oplysninger om de miljørelationer, der er angivet i det foregående for udvalgte industri produkter.

#### 3.3.1 Materialekredsløb

**Databehov** Tages der udgangspunkt i et industriprodukt, er det som en start nødvendigt at kende de mængder af produktet, der omsættes samt produktets sammensætning dvs. de materialer, som produktet er sammensat af.

Med udgangspunkt i disse oplysninger kan der regnes frem eller tilbage gennem livscyklusforløbet for de relevante materialer for at fastlægge

tabet af råmaterialer gennem livscyklusforløbet. At regne tilbage betyder, at gennemføre en systematisk optrevling af alle de processer, som de enkelte materialer har gennemgået, inden de til slut er blevet en del af industriproduktet dvs. samtlige processer, der er foregået i råvare- og produktionsfaserne. At regne frem betyder at klarlægge tabene gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne. Igennem denne process vil det også blive afklaret om de anvendte råmaterialer er primære eller sekundære.

Der vil herudover være behov for vurdering af om de relevante materialer er fornyelige eller ikke-fornyelige samt om udnyttelsen er bæredygtig eller ej.

#### Datakilder

De datakilder, der vil være til rådighed for disse oplysninger kan summeres som følger:

#### Mængder

Oplysninger om de mængder, der anvendes af forskellige industriprodukter vil i princippet kunne fremskaffes fra Danmarks Statistik.

Danmarks Statistik udarbejder årligt og kvartalsvist statistikker over vareproduktionen i Danmark såvel som udenrigshandelen. Hertil kommer input/output statistikken. Disse statistikker vil i det følgende blive kort beskrevet.

Statistik om vareproduktion i Danmark offentliggøres kvartalsvist i publikationen "Varestatistik for industri. Serie A-D". Denne statistik følger brugstariffen og omfatter i princippet ca. 10.000 positioner. De angivne oplysninger er i princippet foreløbige. Endelige data for året foreligger 6 - 7 måneder efter årets udgang og kan fås ved henvendelse direkte til Danmark Statistik.

Statistik om udenrigshandel registreret efter brugstariffen (ca. 10.000 positioner) offentliggøres i kvartalsvist i publikationen "Udenrigshandelen fordelt på varer og lande". Statistikken er baseret på indberetninger til toldmyndigheder i forbindelse med import/eksport af varer. De angivne oplysninger er i princippet foreløbige. Endelige data for året foreligger 6 - 7 måneder efter årets udgang og kan fås ved henvendelse direkte til Danmark Statistik.

Når det indre marked i EF træder i kraft ved begyndelsen af 1993 sker visse betydningsfulde ændringer i datagrundlaget for statistikken. Som følge af, at handel mellem EF-lande ikke længere toldbehandles, skal importører og eksportører herefter give oplysninger om import/eksport (vareart, mængde, værdi etc.) direkte til Danmarks Statistik. Endvidere indføres nye tærskelværdier for indberetning. Importører skal således kun indberette import der overstiger kr. 500.000 årligt, mens der for eksport gælder en grænse på kr. 800.000. For handel med ikke-EF lande fastholdes de nugældende tærskelværdier på kr. 6.500 og kg 1.000.

Input/output statistikken rummer oplysninger om forbruget af ca. 2300 varegrupper i Danmark fordelt på ca. 117 brancher, som omfatter industri brancher såvel som serviceerhverv og offentlige aktiviteter. Oplysningerne om hver branches forbrug af varer er opgjort i kr. og

baseret på råvaretællinger, som gennemføres hvert femte år. For energivarer, herunder olie, kul etc. er også opgjort de faktiske mængder. De 2300 varegrupper dækker i øvrigt fra råvarer, som råolie, grus o.lign. over halvfabrikata som råplast, jernprofiler etc. til færdigvarer som traktorer, kosmetik etc.. Statistikken udarbejdes som et nationaløkonomisk redskab og er indtil nu primært blevet anvendt til at forudsige virkningerne af nationaløkonomiske indgreb. Statistikken offentliggøres ikke i sin helhed, men data kan hentes fra Danmarks Statistik, på nær for visse varegrupper, hvor adgangen til de foreliggende data er begrænset af fortrolighedshensyn. Dele af statistikken offentliggøres årligt i publikationen "input-output tabeller og analyser" fra Danmarks Statistik.

Statistikkerne om vareproduktion i Danmark og udenrigshandelen kan bruges til at beregne forbruget af forskellige industriprodukter i Danmark. Der vil være en række fejlmuligheder knyttet til disse data og dermed til beregningen af forbruget. I praksis må disse fejlmuligheder dog bedømmes som betydningsløse i forhold til den aktuelle opgave. Disse fejlmuligheder skal derfor ikke diskuteres nærmere her.

Et større problem er om den inddeling i varegrupper, som benyttes i statistikken tillader at sammensætningen i materialer kan gennemskues, og hvor detaljeret, det i givet fald er nødvendigt at skelne mellem industriprodukter for at gennemskue sammensætningen. Dette problem er vurderet nærmere i annex 3 og vil blive diskuteret i kapitel 5.

Input/output statistikken vil primært have værdi som et redskab til at analysere forbrugsmønstret for forskellige varegrupper i Danmark og hermed afklare i hvilket omfang disse varegrupper er halvfabrikata mere end færdigvarer. Dette kan aflæses af denne statistik ved at se på hvilke erhvervsbrancher, der er aftagere af de pågældende varer.

## Sammensætning

Oplysninger om sammensætningen af forskellige industriprodukter vil i princippet kunne fremskaffes fra litteraturen, videncentre/expertes, producenter af de pågældende produkter eller gennem egne undersøgelser.

Med litteraturen tænkes her primært på de livscyklusanalyser, der er blevet gennemført for udvalgte industriprodukter. En glimrende liste over gennemførte analyser er publiceret i /8/, og skal ikke gentages her. Herudover kan henvises til faglitteratur for særlige industribrancher, f.eks. automobilbranchen. Ofte kan der her være publiceret undersøgelser af sammensætningen af et bredt udsnit af de varer som produceres af den pågældende branche.

Ofte vil det dog (forfatterens erfaring) være mere effektivt at gå direkte til relevante videncentre, som i denne forbindelse primært omfatter Danmarks Teknologisk Institut, Danmarks Tekniske Højskole og ATV-institutter (primært Force-institutterne), hvor der ofte vil sidde personer med specialviden om udvalgte industriprodukter og som i kraft af deres arbejde er ajour med udviklingen, hvad angår relevante undersøgelser.

En tredje udvej til at fremskaffe oplysninger om industriprodukters sammensætning vil være at henvende sig direkte til relevante producenter. Erfaringsmæssigt er danske producenter generel positive overfor at give oplysninger, såfremt de selv har den relevante viden og deres ønsker om fortrolighed respekteres.

Den endelige udvej til at fremskaffe oplysninger vil være gennem egne undersøgelser. Da den nødvendige indsats for at gøre dette normalt er betydelig, kan denne fremgangsmåde umiddelbart bedømmes som urealistisk i denne sammenhæng. Det skal dog understreges, at det dog altid er en fordel at have et personligt indtryk af forskellige industriprodukter, når oplysninger om sammensætningen forsøges indhentet fra litteratur, videncentre og producenter.

Det skal bemærkes, at for kemiske produkter (maling etc) vil mange værdifulde oplysninger om sammensætningen kunne hentes fra Produktregisteret. Disse oplysninger vil dog normalt være fortrolige.

#### Tab af råmaterialer i råvare-/produktionsfaserne

Oplysninger om tab af råmaterialer igennem råvare- og produktionsfaserne kan i princippet hentes fra opslagsværker, rapporter og anden speciallitteratur, databaser, videncentre, producenter og gennem egne undersøgelser.

Et første overblik over de industrielle processer, der finder sted gennem råvare- og produktionsfaserne vil kunne opnås via generelle opslagsværker som Ullmann /9/ og Kirk-Othmer /10/. Værdien af disse opslagsværker er først og fremmest, at de vil give et rimeligt godt overblik over produktionsmetoder, samt de råvarer og hjælpestoffer som anvendes. Kontante data om tab af råvarer ved forskellige processer kan dog ikke forventes. I kraft af at der er tale om opslagsværker, som jævnligt opdateres, vil den viden, der præsenteres, ikke være den nyeste, men sjældent helt forældet.

Viden om tab af råvarer i forskellige industrielle processer her igennem mange år indsamlet og præsenteret i specialrapporter udgivet af internationale organisationer (f.eks. OECD, UNEP etc.), regeringsinstitutioner (især Environmental Protection Agency, USA, Ministry of Health and Environmental Protection, Holland, samt Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz), samt internationale brancheorganisationer (f.eks. International Iron and Steel Institute). Hertil kommer rapporter og videnskabelig litteratur fra universiteter og forskningsinstitutioner. Reelt set findes en meget betydelig viden, som dog desværre som oftest er af lidt ældre dato (fra 70'erne og starten af 80'erne) og dermed ikke altid relevant for nutidens industrielle processer. Endvidere skal vurderes, at det vil kræve en betydelig arbejdsindsats at opsøge og samstille/udvikle den relevante viden ud fra sådanne specialrapporter.

Her kan udnyttes, at en væsentlig del af denne viden allerede er opsamlet i internationale EDB-baserede databaser. Her skal især peges på databasen IDEA, som er etableret af International Institute for Applied Systems Analysis i Østrig. Denne database rummer data om materialeforbrug og -tab, energiforbrug og emissioner etc. for i hvert fald ca. 1000 industrielle processer relateret til følgende sektorer /11/:

- Udvinning af mineraler og brændstoffer.
- Energiomdannelse.
- Transport.
- Fremstilling af uorganiske kemikalier.
- Fremstilling af organiske kemikalier.
- Glasfremstilling.
- Papirfremstilling.
- Fremstilling af aluminium.
- Fremstilling af jern og stål.
- Fremstilling af drikkevareemballage.
- Affaldsbehandling og genanvendelse.

En tilsvarende database er udviklet ved Leiden Universitetet i Holland.

Herudover kan viden indhentes fra videncentre og producenter samt gennem egne undersøgelser som beskrevet ovenfor for oplysninger om sammensætning. Disse datakilder vil i sagens natur være væsentligt mere ajour med udviklingen end både opslagsværker, rapporter og speciallitteratur samt de internationale databaser, men vil typisk på nær for videncentre kræve en endnu større indsats, foruden at der kan være problemer med fortrolighed.

Sammenfattende skal vurderes, at en meget betydelig viden eksisterer, men at det ikke er sikkert at der findes lettilgængelig viden om alle relevante industrielle processer. Den viden, som kan betegnes som lettilgængelig (de internationale EDB-baserede databaser) er formodentlig i betydeligt omfang af lidt ældre dato. Hertil kommer spørgsmålet om, i hvilket omfang denne viden er relevant for danske forhold. For få industribrancher i Danmark (den grafiske branche, galvanobranchen etc.) er der udført studier, der har tilvejebragt den relevante viden for danske forhold. Generelt må forventes, at en betydelig indsats vil være nødvendig.

Tab af råmaterialer i distributionsfasen etc.

Oplysninger om tab af råmateriale gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne bør kunne indhentes fra rapporter, videncentre, genanvendelsesbranchen samt i sidste instans gennem specialundersøgelser.

Generelt vil disse oplysninger vil være lettere at fremskaffe end de tilsvarende oplysninger for råvare- og produktionsfaserne af den årsag, at størsteparten af de relevante processer relateret til disse faser finder sted i Danmark og at der allerede findes en betydelig viden i Danmark om materialetransport gennem samfundet såvel som genanvendelses og bortskaffelsesaktiviteter.

Relevante rapporter omfatter først og fremmest miljøprojekter og arbejdsrapporter udgivet eller finansieret af Miljøstyrelsen og Rådet for Genanvendelse og Renere Teknologi. Når ISAG systemet/28/ er kommet op at stå, vil dette også være en værdifuld datakilde. Hertil kommer rapporter udgivet af forskellige forskningsinstitutioner finansieret af forskningsrådene mv. Det kræver dog et godt overblik at vide hvilke data, der kan hentes i hvilke rapporter.

I et vist omfang vil det være mere effektivt at gå direkte til de relevante videncentre, og kontakte de personer, der har stået bag de forskellige rapporter. I denne sammenhæng omfatter videncentre bl.a. Danmarks Teknologisk Institut, Danmarks Tekniske Højskole og ATV-institutter (primært Force-institutterne), Universiteterne, rådgivende ingeniørfirmaer o.lign. (herunder Rendan) samt Miljøstyrelsen selv.

For materialer og produkter, hvor der ikke allerede er foretaget undersøgelser, kan det være nødvendigt at kontakte genanvendelsesbranchen herunder de virksomheder som oparbejder genbrugsmaterialer til nye råvarer. I givet fald kan det være nødvendigt at igangsætte egentlige kortlægningsundersøgelser.

Sammenfattende skal vurderes at det for langt de fleste produkter og materialer med en relativ lille arbejdsindsats er muligt at give et realistisk bud på tabet af råmaterialer gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfasen. Med realistisk bud menes her, at tabet regnet i % af det totale forbrug af materialer med industriprodukter kan angives med en usikkerhedsinterval på  $\pm 5\%$  (dvs. tabet er 5-15% eller 85-95% osv.). Ønskes en større nøjagtighed vil en detaljeret kortlægning dog ofte være nødvendig og arbejdsindsatsen derfor betydelig.

Fornyelighed og bæredygtighed

Vurdering af om et materiale er fornyeligt samt om fornyelige materialer genskabes i takt med forbruget må i princippet bero på en expertvurdering. En erfaren miljøspecialist vil for de fleste materialer kunne bedømme disse forhold umiddelbart, og det er kun i grænsetilfælde, at der vil være behov for at indhente oplysninger fra videncentre.

Databehov

### 3.3.2 Energikredsløb

Tages der udgangspunkt i et industriprodukt, hvis sammensætning i materialer er kendt skal der i princippet ligesom for "tab af råmaterialer" regnes forlæns og baglæns gennem livscyklusforløbet.

At regne baglæns dvs. opgøre det samlede forbrug gennem råvare- og produktionsfaserne, svarer til at opgøre det akkumulerede specifikke energiforbrug (ASF) for hvert materiale. Dette energiforbrug kan være forskelligt for primære og sekundære materialer, og så vidt muligt bør der opgøres såvel forbruget for primære materialer ( $ASF_p$ ) som forbruget for sekundære materialer ( $ASF_s$ ).

At regne forlæns, dvs. opgøre det samlede forbrug gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne kan tilsvarende siges at svare til at opgøre det akkumulerede produktspecifikke energiforbrug, da energiforbruget igennem disse i vidt omfang er relateret til produktet som sådant mindre end til de materialer, der indgår i produktet.

Herudover vil der være behov for at kende det energiindhold i materialerne i industriproduktet, som kan nyttiggøres ved affaldsforbrænding eller -forgasning.

## Datakilder

De datakilder, der vil være til rådighed for disse oplysninger kan summeres som følger:

### Materialespecifikt energiforbrug (ASF)

De datakilder, der står til rådighed for opgørelse af det materialespecifikke energiforbrug er et langt stykke af vejen de samme kilder, som er angivet for "tab af råmaterialer" i afsnit 3.3.1. Herudover findes en række datakilder af samme type, som har fokuseret udelukkende på energispørgsmål. Et naturligt sted at starte vil dog være de oversigter, som findes i litteraturen for ASF for forskellige materialer. Disse oversigter er langt fra komplette, men omfatter dog en række af de væsentligste konstruktionsmaterialer, som indgår i industriprodukter. En række af disse oversigter er gengivet i /4/ og /12/. For materialer, som ikke er omfattet af disse oversigter vil det være nødvendigt at opsøge den nødvendige viden via litteraturen, udenlandske databaser, videntcentre eller via egne opgørelser.

Ved brug af eksisterende oversigter såvel som ved egne undersøgelser er det nødvendigt at være opmærksom på beregningsforudsætningerne. Typisk gælder for oversigterne, at alle energiforbrug er omregnet til primære energikilder, dvs. det tab der ligger i forskellige former for energiomdannelse og transport (f.eks. omdannelse af kulenergi til elektricitet eller udvinding, transport og raffinering af olie) er indregnet i de angivne energiforbrug. Denne omregning er vigtig, da omdannelsesstabene varierer og kan være betydelige (f.eks. regnes normalt med et omdannelsesstab ved fremstilling af elektricitet på ca. 70 %).

Det er ligeledes typisk, at mange tal er baseret på undersøgelser fra 70'erne. Som anført i /12/ er industrielle processer idag ofte væsentligt mere energieffektive end i midten af 70'erne. Stikprøveundersøgelser for udvalgte materialer (stål, aluminium, beton og tegl) har vist at effektivitetsforbedringen er af størrelsen 20 - 30% /12/. Det er derfor nødvendigt at være opmærksom på, hvor gamle de foreliggende data er. Det bemærkes, at en ny materialeoversigt for tiden er ved at blive udarbejdet finansieret af energiministeriets forskningsprogram /12/.

Et sidste vigtigt punkt er hvor forarbejdede de enkelte materialer er. I /12/ er regnet med et forarbejdningsstillæg på 6 kWh/kg materiale for højt forarbejdede materialer såsom maskiner af stål, elektriske komponenter af aluminium og kobber etc. Generelt gælder, at energiforbruget til forarbejdning af materialer er dårligt undersøgt, og derfor kun kan skønnes med stor usikkerhed.

### Produktspecifikt energiforbrug

På nær for enkelte industrielle produkter, hvor der allerede er udført energianalyser vil det ikke være muligt at finde oplysninger om det produktspecifikke energiforbrug som helhed. Dette forbrug må i praksis beregnes ved en optrevling af processerne frem igennem livscyklusforløbet.

Dette kan gøres ved at benytte data fra alle tilgængelige kilder herunder rapporter, videntcentre, producenter/leverandører etc. Oplysninger om energiforbrug ved driftsfasen, som må antages for en vigtig del af det produktrelaterede energiforbrug kan fremskaffes relativt let fra producenter/importører. Det bemærkes, at beregninger udført under UMIP-projektet har vist, at for industriprodukter, som bruger

energi i driftsfasen, vil energiforbruget i driftsfasen typisk være afgørende for størrelsen af det samlede energiforbrug /33/.

Andre energiforbrug herunder for distributionsfasen, bortskaffelsesfasen og genanvendelsesfasen kan kræve detaljerede vurderinger og beregninger, som igen vil indebære en relativ stor indsats i kraft af, at der tale om mange bidrag. Det bemærkes, at mens der findes gode oplysninger om det direkte energiforbrug ved transport, så må oplysninger om transportmidler og afstande indhentes fra producenter/leverandører. Oplysninger om energiforbrug ved affaldsindsamling og -behandling, herunder diverse sorterings-operationer etc. kræver særlige undersøgelser, idet dette emne så vidt vides endnu ikke er studeret i detaljer for danske forhold.

Energiindhold

Oplysninger om energiindhold i materialer vil normalt kunne fremskaffes via litteraturen uden stort besvær.

Databehov

### 3.3.3 Hjælpestoffer/materialer

Der vil være behov for at kende forbruget af hjælpestoffer/materialer igennem alle led i livscyklusen. Svarende til den terminologi, der er anvendt for energiforbruget, kan der for de materialer, der indgår i industriproduktet tales om, at der gennem råvare- og produktionsfaserne sker et akkumuleret materialespecifikt forbrug af hjælpestoffer/materialer, idet det kan være relevant at skelne mellem primære og sekundære materialer. Parallelt hermed kan der for distributions-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne tales om et akkumuleret produktspecifikt forbrug af hjælpestoffer/materialer.

Datakilder

De datakilder, der vil være til rådighed for disse oplysninger kan summeres som følger:

Materialspecifikt forbrug

For at klarlægge det materialespecifikke forbrug af hjælpestoffer/materialer vil det være nødvendigt at gennemføre en optrevling tilbage i livscyklusforløbet og klarlægge alle relevante processer. De datakilder, der står til rådighed for denne opgave er i praksis de samme som er angivet for "tab af råmaterialer" i afsnit 3.3.1. I praksis kan arbejdet ved at gøre dette være større end for tab af råmaterialer, da det næppe er sandsynligt, at forbruget af hjælpestoffer/materialer er kortlagt med samme omhu som råvareforbrug og tab (forfatterens vurdering). Dog burde det være relativt nemt at opnå oplysninger relateret til industriel oparbejdning af sekundære råvarer i Danmark via genanvendelsesbranchen.

Produktspecifikt forbrug

For at klarlægge det produktspecifikke forbrug af hjælpestoffer/materialer kan der indhentes oplysninger fra producenter/leverandører, genvindingsbranchen og affaldsselskaber. Når rapporter ikke nævnes som en datakilde beror dette på at det er meget svært at finde rapporter med oplysninger af denne type. Hvad angår øvrige datakilder skal kort vurderes:

- Producenter og leverandører vil kunne give oplysninger om emballage.

- Affaldsselskaber og genanvendelsesbranchen vil kunne give oplysninger om hjælpestoffer etc. til drift af affaldsbehandlingsanlæg, herunder sorteringsanlæg o.lign. (betydningen heraf er formodentlig betydningsløs sammenlignet med de øvrige miljøbelastninger i livscyklusforløbet).

Databehov

### 3.3.4 Maskiner o.a.

Såfremt der skønnes at være behov for at medregne maskiner o.a. vil der behov for at kende den samlede maskinpark mv. for alle industrielle anlæg mv. gennem hele livscyklusen for såvel industriproduktet som de materialer, dette er sammensat af.

Datakilder

Udover de eksempler der i afsnit 3.2.2 er citeret fra /12/, er der ikke i litteraturen fundet eksempler på opgørelser af denne type. Utvivlsomt har det i enkelte tilfælde været forsøgt at gennemføre sådanne beregninger, men ganske givet foreligger der ingen systematiske undersøgelser.

I praksis må forventes at den eneste måde at fremskaffe sådanne data på er at foretage en vurdering for hver eneste produktionsanlæg m.m. Arbejdsindsatsen ved at gøre dette er betydelig og i hvert fald fuldstændig uden for rammerne af et prioriteringssystem.

Det er dermed ikke sagt, at opgaven er uvæsentlig eller uinteressant. Kan de overslag, der er givet i /12/ for betydningen af energiindholdet i de materialer som energiproducerende anlæg er fremstillet af, overføres til andre typer materialer og produktionsanlæg, dvs. der regnes med at selve anlægget repræsenterer et materialeforbrug af størrelsen 3-7% af den materialemængde, der passerer anlægget i dette's levetid, og der regnes med at hver type materiale igennem dets livscyklus passerer i hvert fald 5 anlæg incl. affaldsanlæg, vil materialemængden i selve anlæggene udgøre af størrelsen 13 - 26% af den samlede materialemængde. Dette skal blot tages opfattes som et regneeksempel, som dog klart dokumenterer nødvendigheden af at overveje dette spørgsmål.

Databehov og -kilder

### 3.3.5 Driftsmidler

I de tilfælde hvor et et industriprodukt forudsætter brugen af driftsmidler, vil der være behov for kende det totale forbrug gennem industriproduktets levetid. Disse oplysninger vil normalt let kunne indhentes fra producenten eller leverandøren af industriproduktet.

Databehov

### 3.3.6 Emissioner og affald

Der vil være behov for at kende emissionerne og affaldsproduktionen igennem alle led i livscyklusen. Svarende til den terminologi, der er anvendt for energiforbruget, kan der for de materialer, der indgår i industriproduktet tales om, at der gennem råvare- og produktionsfaserne sker en akkumuleret materialespecifik emission og affaldsproduktion, hvor det kan være relevant at skelne mellem primære og sekundære materialer. Parallelt hermed kan der for distributions-, genan-

vendelses- og bortskaffelsesfaserne tales om en akkumuleret produkt-specifik emission og affaldsproduktion.

Herudover vil der være brug for data om de enkelte kemiske stoffers miljøfarlighed.

#### Datakilder

De datakilder, der vil være til rådighed for disse oplysninger kan summeres som følger:

#### Materialespecifik emission/affaldsprod.

For at klarlægge den materialespecifikke emission og affaldsproduktion vil det være nødvendigt at gennemføre en optrevling tilbage i livscyklusforløbet og klarlægge alle relevante processer. De datakilder, der står til rådighed for denne opgave er i praksis de samme som er angivet for "tab af råmaterialer" i afsnit 3.3.1. For disse data vil der naturligt være en sammenhæng med det estimerede "tab af råmaterialer" og forbruget af hjælpestoffer/materialer.

#### Produktspecifik emission/affaldsprod.

For at klarlægge den produktspecifikke emission og affaldsproduktion vil det være nødvendigt at gennemføre en optrevling frem igennem livscyklusforløbet. En del af den nødvendige viden om disse emissioner og affaldsproduktion vil være kendt, såfremt der foreligger en viden om "tab af råmaterialer", brug af hjælpestoffer/materialer samt brug af driftsmidler. Der vil dog være herudover være behov for et detaljeret kendskab til affalds- og spildevandsbehandlingssektoren herunder genvindingsbranchen for at kunne vurdere den videre skæbne for de aktuelle tab. Her skal bemærkes, at det er meget ressourcekrævende og i praksis urealistisk at relatere de emissioner, der sker i affalds- og spildevandsbehandlingssektoren til forskellige industriprodukter, selvom dette i teorien er muligt.

De relevante datakilder til indhentning af oplysninger i denne sammenhæng omfatter rapporter, videntcentre, affaldsselskaber og genvindingsbranchen.

#### Kemiske stoffers miljøfarlighed

Vurdering af kemiske stoffers miljøfarlighed kan inddrage forhold som toksisitet, nedbrydelighed, bioakkumulerbarhed, bidrag til forurening, bidrag til eutroficerings, påvirkning af ozonlag, bidrag til drivhuseffekt, mutagen effekt, reproduktionstoksisk effekt, carcinogen effekt etc.. Der foregår løbende udvikling på dette felt, og der skal ikke her foretages en diskussion af hvilke parametre, der er relevante i forskellige sammenhænge. For en sådan diskussion såvel som lister over relevante datakilder (håndbøger og EDB-databaser) skal henvises til /4/ og /13/, som giver en udmærket oversigt. Det skal dog bemærkes, at der for kemiske stoffer, som fremstilles industrielt ofte kan findes en betydelig viden, som ikke er publiceret, hos producenter af sådanne stoffer.

#### Databehov og -kilder

##### 3.3.7 Andet

I de tilfælde hvor det anses for nødvendigt at kende omfanget og betydningen af lokale genevirkninger såsom støj og varme m.m. gennem livscyklusforløbet, kan disse miljørelationer i princippet kortlægges ved en optrevlingsproces frem og tilbage gennem livscyklusforløbet på linie med der proces, der er nødvendig for "tab af råvarer", maskiner o.a. etc.. Det kan ikke forventes, at der kan findes systematiske data

om sådanne miljørelationer på rapportform, og den nødvendige arbejdsindsats vil selvsagt være betydelig.

### 3.4 Vurdering

Det turde være oplagt, at en fuldstændig klarlægning af miljøbelastningen i hele livscyklusforløbet for alle typer af industriprodukter, der omsættes i det danske samfund er en enorm opgave, hvilket igen beror på:

- Det store antal forskellige industriprodukter.
- Komplexiteten af et livscyklusforløb for et industriprodukt.
- At mange data (de fleste) ikke er lettilgængelige og at der derfor vil være behov for en betydelig arbejdsindsats for at fremskaffe disse data.

Det vil være forkert at sige, at der vil forekomme datamangel, eftersom fremskaffelse af data i alle tilfælde er et spørgsmål om at investere den tilstrækkelige arbejdsindsats. Det er derimod reelt at skelne mellem, hvorvidt data er lettilgængelige eller sværttilgængelige. Denne skelnen er forsøgt gennemført i afsnit 3.3, men ikke kvantificeret, da en sådan kvantificering vil være meget vanskelig og behæftet med stor usikkerhed. Det bemærkes dog, at en kvantificering er gennemført i kapitel 6 på baggrund af de detaljerede metodeovervejelser og -afprøvning.

Vigtigt er, at det ikke er realistisk at forstille sig, at en prioriteringsmetode vil kunne dække alle faser i livscyklusforløbet for alle relevante forhold. En prioriteringsmetode vil nødvendigvis blive nød til at fokusere på udvalgte dele af livscyklusforløbet. Det vil her være naturligt at vælge de dele af livscyklusforløbet, hvor data er lettilgængelige. Hertil må kræves, at de udvalgte data repræsenterer væsentlige elementer af den samlede miljøbelastning for industriprodukter.

I princippet må dette anses for acceptabelt ikke at dække den totale miljøbelastning, da formålet med en prioritering er at identificere de typer af industriprodukter, hvor der er behov for en yderligere indsats, herunder yderligere undersøgelser. En prioritering skal netop ikke opfattes som en endegyldig vurdering.

## 4. Metodeerfaringer

Dette kapitel indeholder en kort vurdering af de hidtidige erfaringer - især danske men til tildels også udenlandske med at opgøre industriprodukters og produktgrupperes miljøbelastning i hele livscyklusforløbet.

Det skal som udgangspunkt understreges at der ikke i litteraturen er fundet metoder og studier, der har være rettet mod at prioritere den totale bestand af industriprodukter efter disses miljøbelastning. Der har dog i forskellige sammenhænge været afprøvet metoder, som kan tjene til inspiration.

Her er som oftest tale om livscyklusvurderinger for udvalgte materialer og produkter. Der kan dog også være tale om scoringssystemer til miljørevision af produktionsvirksomheder etc.

I dette afsnit er forsøgt at give en kort beskrivelse af sådanne metoder, idet der er fokuseret på grundprincipper og forsøgt at vurdere i hvilket omfang, disse principper kan være relevante for den aktuelle opgave. Der er skelnet mellem erfaringer fra Danmark og udenlandske erfaringer.

### 4.1. Erfaringer fra Danmark

De hidtidige erfaringer fra Danmark, som i denne sammenhæng anses for relevante er blevet udviklet/udvikles gennem følgende projekter:

- Miljøvurdering af PVC /14/.
- Miljømæssig vurdering af mælkeemballage /15/.
- Produktregistervurderingerne /16,17/.
- UMIP-projektet (såvel selve UMIP-projektet som forløberer /4/ til UMIP-projektet).
- Scoringssystemer for miljørevision af industrivirksomheder og industriprodukter /18,19/.

I det følgende er disse projekter og de relevante elementer kort beskrevet og vurderet. Det understreges, at denne beskrivelse på ingen måde skal opfattes som en fyldestgørende beskrivelse af de omtalte projekter og metoder, idet formålet med beskrivelsen primært er at give et overblik over metodeelementer, der kan være brugbare i en prioriteringsmetode for industriprodukter.

Af andre danske projekter, som er igang, men ikke vurderes at være tilstrækkeligt fremskredne til at blive beskrevet her, skal nævnes:

- Livscyklusomkostningsprojektet (projekt finansieret af rådet for Genvendelse og Renere Teknologi - udføres af COWiconsult i samarbejde med Institutet for Produktudvikling, DTH - jfr. /6/).
- Udvikling af en metode for at optimere genanvendelse af bygnings- og nedrivningsaffald og minimere miljøbelastningen af denne type affald (projekt finansieret af EF - udføres af Institute for Materials

and Environmental Research, The Netherlands i samarbejde med COWIconsult).

- Sustainability Assessment (udvikles af Tværfagligt Center, DTH).

#### Projektets formål

##### 4.1.1 Miljøvurdering af PVC.

Dette projekt er finansieret af Rådet for Genanvendelse og Renere Teknologi og havde til formål at foretage en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser ved valg af alternativer til PVC.

#### Beskrivelse

Projektet har kortlagt den miljø- og sundhedsmæssige profil for PVC sammenlignet med en række andre materialer. Af andre materialer har projektet fokuseret på materialer, der kan anvendes som alternativ til PVC til emballageformål, til bygge- og anlægsformål eller i anden sammenhæng. Konkret er foruden PVC følgende materialer blevet vurderet: PE, PP, PS, PET, PUR, kunstgummi (EPDM, CR og SBR), aluminium, vakuumimprægneret og overfladebehandlet træ, samt papir/pap.

Den miljø- og sundhedsmæssige vurdering og sammenligning har skelnet mellem følgende faser i livscyklusforløbet:

- Fremstilling af råmateriale
- Forarbejdning til halvfabrikata
- Produktion af færdigvarer
- Forbrug
- Genanvendelse
- Affald

For hver af disse faser er foretaget en vurdering af energiforbruget, samt omfanget af eksponering og effekt m.h.t. arbejdsmiljø, ydre miljø og i uheldssituationer.

Vigtigt er, at kun energiforbruget er kvantificeret, mens de øvrige vurderingsparametre er bedømt ud fra et scoringssystem. Alle materialer er her dels bedømt individuelt dels sammenlignet med PVC. Ved den individuelle bedømmelse er anvendt et scoringssystem med følgende grupper:

- potentielt meget belastende
- potentielt noget belastende
- potentielt ikke belastende
- mangel på viden

mens der ved den sammenlignende vurdering er anvendt følgende grupper:

- meget bedre end PVC
- bedre end PVC
- samme som PVC
- værre end PVC
- meget værre end PVC
- mangel på viden.

Vurderingerne er baseret på litteraturen og udsagn fra eksperter på de enkelte materialer samt de relevante miljøproblemer. Vurderingsprincippet kan således bedst betegnes som en expertvurdering.

Hvad kan udnyttes fra dette projekt

PVC-projektet vurderes at have begrænset værdi i denne sammenhæng, dels fordi projektet fokuserer på materialer fremfor produkter, og dels fordi den vurderingsmetode, der er anvendt i praksis kun er anvendelig når det drejer sig om at vurdere et materiale i forhold til en række alternativer og næppe til at rangordne en lang række materialer.

Projektets formål

#### 4.1.2 Miljømessig vurdering af mælkeemballage

Projektets formål har været at sammenligne de miljømæssige forhold ved mælkedistributionssystem baseret på papkartoner af bleget papir med et system baseret på returflasker af polycarbonat. Projektet er finansieret af Rådet vedrørende genanvendelse og renere Teknologi.

Beskrivelse

Opgaven er løst ved at foretage en livscyklus analyse af de to emballagetyper. Denne analyse har omfattet livscyklusfaserne:

- Råvareproduktion
- Emballageproduktion
- Anvendelse af emballage
- Genanvendelse
- Affald

En vigtig forskel mellem dette projekt og PVC-projektet er, at vurderingerne i dette projekt er kvantificeret med udgangspunkt i de råvarer/ressourcer, der er nødvendige til fremstillingen af mælkeemballage til et års forbrug (500 millioner liter mælk). I skema 1 er angivet hvilke råvarer/ressourcer og emissioner, der er søgt kvantificeret.

Med hensyn til råvareproduktion er der dog foretaget den afgrænsning, at vurderingen ikke omfatter fremstilling af de oprindelige råmaterialer. Således er ved papkartoner ikke medregnet skovdrift og fældning af træer, mens der ved polycarbonatflasker f.eks ikke er medregnet olieudvinding. Selvom der synes at være gjort et stort arbejde for at fremskaffe relevante data, er en del væsentlige data alligevel mere end 10 år gamle. Dette er især typisk for data der vedrører produktionsprocesser som ikke finder sted i Danmark. Den primære kilde for sådanne data er et omfattende studie/21/ foretaget i Schweiz i starten af 80'erne. Dette studie er opdateret i slutningen af 80'erne (jvf. /22/).

Hvad kan udnyttes fra dette projekt

Projektet kan opfattes som repræsentativt for den form for livscyklus-analyser som går ud på at opstille detaljerede lister over råvareforbrug og emissioner og derefter forsøge at kvantificere disse så langt som muligt.

Styrken ved denne metode er, at der opnås et godt overblik over, hvad der sker i livscyklusforløbet, hvilket skaber bevissthed omkring hvilke ressourcer og emissioner, der betyder noget i det samlede forløb.

Skema 1: Råvarer/ressourcer og emissioner, som er kvantificeret i mælkeemballageprojektet.

| Livscyklus-fase                  | Papkartoner   | Polycarbonatflasker  |
|----------------------------------|---|--|
| Råvareproduktion<br>- råvarer    | træ, vand, energi, natriumhydroxid, calciumhydroxid, natriumsulfat, blegemidler og additiver samt naturgas til fremstilling af polyethylenfolie   | energi, phenol, acetone, phosgen, natriumhydroxid, katalysator, vand og syre til polycarbonat; vand, naturgas og additiver til polyethylenkapsler; råvarer til fremstilling af papir-etiketter (som for papkartoner)   |
| - emissioner                     | organisk materiale (BOD /COD) og chlorede organiske forbindelser (AOX) fra papfremstilling; procesaffald o.a. ved polyethylenproduktion samt emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) fra energiforbrug. | methylenchlorid, organisk materiale (BOD), syrer, phenol, processaffald o.a. ved fremstilling af polycarbonat og polyethylen; organisk materiale (BOD/COD) og chlorede organiske forbindelser ved papirfremstilling samt emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) fra energiforbrug |
| Emballageproduktion<br>- råvarer | energi, trykfarve   | energi, trykfarve (til etiketter) og slippasta (til etiketter).  |
| - emissioner                     | emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) fra energiforbrug; andre emissioner anset for betydningsløse  | emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) fra energiforbrug; andre emissioner anset for betydningsløse   |
| Brug af emballage<br>- råvarer   | ikke relevant   | energi, vand, diverse rens- og desinfektionsmidler til flaskerens.   |
| - emissioner                     | ikke relevant   | organisk materiale (BOD), etiket-affald etc.   |
| Genanvendelse                    | ikke relevant   | er ikke vurderet p.g.a. manglende oplysninger  |
| Affald                           | energiindholdet i de papkartoner, som bortskaffes til forbrændingsanlæg er opgjort.<br><br>emissioner er vurderet som betydningsløse.   | energiindholdet i de polycarbonatflasker og etiketter, som bortskaffes til forbrændingsanlæg er opgjort.<br><br>emissioner er vurderet som betydningsløse.   |
| Transport                        | energiforbrug og emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) ved transport fra papproducent til emballageproducent, videre til mejeri, videre til butik og til sidst som affald til forbrændingsanlæg       | energiforbrug og emissioner (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> ) ved transport fra polycarbonatproducent til flaskeproducent, videre til mejeri, videre til butik, retur fra butik til mejeri og til sidst som affald til forbrændingsanlæg.   |

Svagheden er, at der investeres en betydelig indsats i at kvantificere emissioner etc., uden at denne kvantificering i sidste ende kan bruges, da det er vanskeligt på et videnskabeligt grundlag at vægte forskellige emissioner mod hinanden. Dette er diskussionen om æbler og bananer. Til illustration tjener følgende citat fra projektrapporten /15/: "Det er ikke muligt at vurdere, om organisk belastet spildevand indeholdende chlorerede forbindelser fra papkartonproduktionen er mere belastende end luftbårne emissioner indeholdende methylenchlorid, hydrocarboner og nitrogenoxider fra polycarbonatproduktionen."

Projektet illustrerer endvidere omfanget af den indsats der er nødvendig ved denne metode. Reelt set må projektet anses for at have krævet en arbejdsindsats af størrelsen flere mand måneder, og metoden kan umiddelbart vurderes som urealisisk i forbindelse med et prioriteringssystem.

#### Projekternes formål

##### 4.1.3 Produktregistervurderingerne

Disse projekter er finansieret af Miljøstyrelsen. Formålet med projekterne var at vurdere, om det var muligt ud fra de registrerede oplysninger i Produktregisteret om mængder og sammensætningen af kemiske produkter markedsført i Danmark, at estimere forbruget af kemiske stoffer i Danmark samt at estimere disse stoffers skæbne ved brugen (emissionsdata). Det første projekt /16/ omfatter udvikling af en metode for at estimere sådanne forbrugs- og emissionsdata samt vurdering af usikkerheder og begrænsninger ved metoden. Det andet projekt /17/ er en afprøvning af denne metode på de kemiske stoffer, der kan betegnes som fotokemikalier.

#### Beskrivelse

Forbrugsdata kan i princippet estimeres ved følgende matrixberegning:

$$\{ R \} = \Sigma (MP \times \{ PS \})$$

hvor:

{R} = resultatmatrice: forbrug af hvert stof i kg/år.

MP = forbruget af hvert produkt i kg/år. (skønnes ud fra oplysninger i Produktregisteret eller statistiske oplysninger)

{PS} = sammensætning af hvert produkt: indhold af hvert stof er angivet i %. (skønnes ud fra oplysninger i Produktregisteret eller ved ekspertvurdering)

$\Sigma$  = der summeres over alle produkter.

Emissionsdata, som i /16/ er defineret som

- tab til miljøet (luft, jord og vand)
- tab til affald/kemikalieaffald
- genbrug

kan i princippet estimeres ved at udbygge ovenstående beregningsmetode til:

$$\{ R \} = \Sigma (MP \times \{ PS \} \times \{ E \})$$

hvor:

{E} = emissionsmatrice: tabet til luft, affald etc er angivet i % for hvert stof i produktet. (skønnes ved en ekspertvurdering)

(Det bemærkes, at matriceberegningen i praksis er noget mere kompliceret end her angivet. Det er dog skønnet unødvendigt at detaljere selve beskrivelsen mere for at klarlægge princippet bag metoden. For flere detaljer henvises til /16/.)

Når produktregisteret bliver fuldt udbygget, dvs. registeret rummer sammensætnings- og forbrugsoplysninger for alle kemiske produkter, der bruges i Danmark, vil forbrugsdata for de indgående kemiske stoffer kunne beregnes direkte ud fra ovenstående metode. Usikkerheden på de resultater, der kan opnås, skønnes at være bedre end faktor 35 (dvs. hvis Y er den sande værdi vil det opnåede estimat være indeholdt i intervallet  $[Y/35, Y \times 35]$ ). For at beregne emissionsdata vil det være nødvendig at inddele de kemiske produkter i produktgrupper. For hver produktgruppe skal manuelt opstilles (ekspertvurdering) en emissionsmatrice, som derefter anvendes i beregningerne. Usikkerheden på de resultater, der kan opnås, skønnes at være bedre end en faktor 36.

Beregningen af forbrugs- og emissionsdata kan gennemføres, selvom produktregisteret ikke er fuldt udbygget. Afhængigt af hvor mangelfulde dataene i registeret er, kan det være nødvendigt ved estimeringen af forbrugsdata, at inddele produkterne i produktgrupper og estimere det samlede forbrug for alle gruppens produkter ud fra statistiske oplysninger m.m. Det kan også være nødvendigt at opstille et "gennemsnitsprodukt" som grundlag for beregningen af forbruget af indgående stoffer. Dette gennemsnitsprodukt kan opstilles ud fra de foreliggende oplysninger i Produktregisteret evt. suppleret ved specialundersøgelser. I dette tilfælde skønnes forbrugsdata at kunne estimeres med en usikkerhed på bedre end faktor 61, mens emissionsdata kan estimeres med en faktor på bedre end 62. For kemiske stoffer, der bruges meget sjældent kan usikkerheden på estimererne dog være betydeligt større.

De angivne usikkerheder ved beregningsmetoden virker betydelige, men skal betragtes som ydergrænser. For det store flertal af estimerer vil præcisionen være væsentligt større. Dette er illustreret ved fotokemikalie projektet, hvor forbrugs- og emissionsdata for fremkaldere og fikserere blev estimeret med en skønnet nøjagtighed på en faktor ca. 1,42 for hovedrecipienten (i dette tilfælde vand), mens emissionen til andre recipienter kunne skønnes med en usikkerhed på bedre end faktor 10.

Hvad kan udnyttes fra disse projekter

Beregningsprincippet i sig selv kan være relevant. Mange af de tanker der er gjort vil kunne anvendes på industriprodukter og deres miljøbelastning. Her skal især peges på ideen om, at industriprodukter er opdelt i varegrupper, således at det for hver vare gruppe er muligt at:

- estimere det samlede produktforbrug ud fra statistiske oplysninger,
- estimere sammensætningen i materialer af et gennemsnitsprodukt

- estimere en miljøbelastningsmatrice, der indeholder de relevante grunddata for hvert materiale etc.
- udfra disse grunddata at beregne de data, der skal anvendes i prioriteringsprocessen.

#### Projektets formål

##### 4.1.4 UMIP-projektet

UMIP-projektet (UMIP = Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter) er et 4-årigt projekt som er finansieret af Miljøstyrelsen og DTH og udføres af en række DTH-institutter i fællesskab. Projektets formål er at udvikle viden og metoder, som kan anvendes af industrien til at integrere hensynet til miljøforhold ved udviklingen af nye industriprodukter. Her skal fokuseres på rapporten: "Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer" /4/, som er udarbejdet som en forløber til UMIP-projektet.

#### Beskrivelse

Rapporten er et forslag til systematisk metode til at gennemføre vurderinger af materialer i hele deres livscyklus, rettet mod forskere, udviklingsfolk og konstruktører, som arbejder med udvikling af nye industriprodukter.

Rapporten tager udgangspunkt i den situation, at der skal foretages et valg mellem alternative materialer. Det første trin i vurderingen af miljømæssige konsekvenser af dette materiale valg bør være at opstille en livscyklusbeskrivelse for hvert materiale under hensyn til den konkrete anvendelse.

#### Miljøprofil

Det næste trin i vurderingen er at opstille en miljøprofil for hvert materiale. En miljøprofil er et overblik over de emissioner (til vand, jord og luft) og deres farlighed såvel som de affaldsmængder, der opstår gennem materialet's livscyklus. Den foreslåede miljøprofil indeholder følgende elementer:

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

Ved denne vurdering klarlægges først hvilke stoffer der frigives til omgivelserne (vand, jord eller luft) for hver fase i materialets livscyklus (jvf. ovenfor). For hvert stof foretages derefter en vurdering af farligheden set i relation til følgende "målgrupper":

- vandmiljøet
- jordmiljøet
- højerestående dyr samt mennesker
- biologiske rensninganlæg

Ved vurderingen vil der være behov for følgende data om hvert stof:

- teoretisk miljøfordeling (baseret på den såkaldte fugacitetsmodel)
- nedbrydelighed i vand, jord og luft
- potentiel bioakkumulerbarhed
- mobilitet i jordmiljøet

- akut og kronisk effekt i vandmiljøet
- kroniske effekter i jordmiljøet
- akutte og subakutte/kroniske effekter på rotter
- mutagene/kræftfremkaldende egenskaber
- inhiberingskoncentration for aktiv-slam

Baseret på en række kriterier som ikke skal gengives her (der henvises til /4/), vil hver emission herefter blive kategoriseret som

- a) højt potentiale for miljøskade
- b) et vist potentiale for miljøskade
- c) ringe potentiale for miljøskade

I miljøprofilen angives sluttelig hvor mange emissioner af kategori a), b) eller c), der er identificeret.

## 2) En vurdering af bidraget til globale/regionale miljøproblemer

Ved denne vurdering fokuseres på følgende globale/regionale miljøproblemer:

- forsurening
- eutroficerings (NPO-forurening)
- ozonlagsnedbrydning
- drivhuseffekt

Bidraget opgøres kvantitativt ud fra kortlægningen af emissioner gennem materialets livscyklus, som følger:

Forsuringsbidraget opgøres som syreækvivalenter baseret på den samlede emission af stofferne  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$  og  $HCl$ .

NPO-forureningen opgøres som den totale mængde  $BI_5$ , fosfor og kvælstof der emitteres til vand, samt emissionen af kvælstof til luft gennem materialets livscyklus.

Ozonlagspåvirkningen opgøres som ODP-bidrag, mens bidraget til drivhuseffekten opgøres som GWP-bidrag

## 3) Affaldsmængder

Ved denne vurdering kvantificeres de totale mængder af kemikalieaffald og fast affald der opstår gennem materialets livscyklus. Som fast affald medregnes alene de affaldsmængder der er tilbage efter at energiindholdet i brændbart affald er blevet udnyttet.

## Energiforbrug

Sideløbende med opstillingen af en miljøprofil klarlægges energiforbruget gennem materialets livscyklus. Rapporten angiver dog ikke nogen særlig metode til dette. Rapporten lægger op til 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 igennem livsforløbet og hermed være tilstrækkeligt til bedømmelse af alternative materialer. Rapporten er dog ikke særlig præcis omkring dette spørgsmål og diskuterer f.eks. ikke betydningen af energiforbrug i driftsfasen.

## Ressourceforbrug

Til sidst sammenfattes materialets ressourceforbrug. Ressourceforbruget foreslås at omfatte følgende parametre:

- Energiforbrug
- Vandforbrug
- Forbrug af fornyelige ressourcer
- Forbrug af ressourcer som er ikke fornyelige, men reversible (omfatter bl.a. metaller, som altid kan genvindes fuldt ud forudsat der investeres den tilstrækkelige mængde af energi)
- Forbrug af ressourcer, som er ikke fornyelige og irreversible (omfatter bl.a. olieprodukter, som ved afbrænding udsættes for en irreversibel proces).

## Sammenligning af alternative materialer

Der er ikke præsenteret én særlig måde til at foretage den endelige sammenligning mellem alternative materialer. Det er angivet, at denne sammenligning i princippet kan foretages med et scoringssystem eller baseres på "sund fornuft" og kvalitative kriterier.

## Hvad kan udnyttes fra dette projekt

Der er mange spændende elementer i UMIP-projektet, og der er foregået et betydeligt afklaringsarbejde med hensyn til, hvilke parametre er relevante i en miljø-/energi-sammenhæng, og hvordan disse parametre kan tages i regning.

Relateret til et prioriteringssystem er især begrebet miljøprofil for materialer relevant. Det vil afgjort være et godt udgangspunkt for et prioriteringssystem, hvis der var udviklet standard miljøprofiler for de dominerende materialer i industriprodukter. Opgaven med at udvikle sådanne profiler vil på den anden side formodentlig være urimelig stor indenfor rammerne af et prioriteringssystem.

Den model for miljøprofil, som er lanceret i /4/ er et godt udspil, men ikke nødvendigvis den endelige model for sådanne miljøprofiler.

### 4.1.5 Scoringssystemer til miljørevision for industrivirksomheder og industriprodukter.

Til brug i forbindelse med miljørevisionsopgaver for industrivirksomheder i Danmark, er udviklet forskellige systemer til at identificere de væsentligste miljøproblemer, som er relateret til virksomheden. I denne sammenhæng skal fokuseres på det scoringssystem som er udviklet og anvendes af COWIconsult. Systemet er afprøvet bl.a. på virksomheden Glasuld /18/.

## Beskrivelse

Scoringen omfatter følgende tre elementer:

- 1) Mængden af det stof/materiale/ressource som bruges eller udledes.
- 2) Spredningen af stoffet/materialet (er der tale om en udledning med global/regional eller lokal betydning)

- 3) Effekten som tager hensyn til stoffets giftvirkning såvel som andre miljøeffekter herunder drivhuseffekt, påvirkning af ozonlaget, forsuring, eutroficerings og iltforbrug i akvatiske recipienter.

For hver af disse elementer kan tildeles en karakter på 1,2 eller 3, hvor 3 er den alvorligste situation og 1 er den bedste. Ved at multiplicere disse karakterer med hinanden kan opnås 10 niveauer (1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 12, 18 og 27), som kan bruges til at prioritere de enkelte udledninger overfor hinanden, og dermed identificere de udledninger som skal prioriteres højest.

#### Glasuld-sagen

Kriterierne for at tildele de forskellige karakterer vil blive fastlagt fra sag til sag. I tilfældet Glasuld blev anvendt følgende kriterier/18/:

- |            |  |  |
|------------|--|--|
| Mængder:   | 3 point  | (den udledte mængde er større end 10 tons årligt)  |
|            | 2 point  | (den udledte mængde er mellem 1 og 10 tons årligt)   |
|            | 1 point  | (den udledte mængde er mindre end 1 tons årligt)   |
| Spredning: | 3 point  | (udledninger til luften eller udledning af tungt nedbrydelige stoffer til vand)                          |
|            | 2 point  | (andre udledninger til vand eller spild/deponering af vandopløselige stoffer på jord)                    |
|            | 1 point  | (kontrolleret bortskaffelse til oparbejdning, destruktion eller deponering)                              |
| Effekt:    | Luftudledninger er kategoriseret efter Miljøstyrelsen vejledning om begrænsning af luftforurening fra virksomheder som følger: |  |
|            | 3 point  | (hovedgruppe 1 - stoffer eller stoffer omfattet af Montrealprotokollen)                                  |
|            | 2 point  | (hovedgruppe 2 - stoffer, undtagen "støv i øvrigt")  |
|            | 1 point  | (CO <sub>2</sub> og "støv i øvrigt")   |
|            | Udledninger til vand og affald er kategoriseret efter Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer som følger:                   |  |
|            | 3 point  | (stoffer mærket T eller T <sub>x</sub> )   |
|            | 2 point  | (stoffer mærket X <sub>n</sub> samt stoffer, der medfører eutroficerings eller iltforbrug i vandmiljøet) |
|            | 1 point  | (øvrige stoffer)   |

Ved anvendelse af disse kriterier blev identificeret 4 vigtige udledninger/miljørelationer, som i det videre arbejde er gjort til genstand for en detaljeret spildanalyse, hvormed menes at årsagerne til udslippet analyseres i detaljer, og der identificeres og gennemføres en teknisk-økonomisk vurdering af alternative løsningsmuligheder til at nedbringe disse udslip.

## Miljøvurdering af nye S-tog

Metoden har også været anvendt ved en miljøvurdering af de indkomne tilbud S-tog på DSB's nye S-tog /19/. Formålet var her at vurdere, om der var forskel på de indhentede tilbud med hensyn til miljøbelastning under produktion og drift.

Vurderingen var baseret på, at tilbudsgiveren skulle angive alle materialer, der ville blive anvendt i togene i en mængde større end 10 kg pr togsæt (samlet vægt af et togsæt er 100-150 tons). Som materialer var også medregnet driftsmidler, som var foreskrevet af leverandøren. Vurderingen blev gennemført ved, at der for hvert materiale blev foretaget en vurdering for hver af de syv følgende belastningssituationer:

- Råstofudvinding og -forarbejdning (miljøbelastning)
- Produktion (miljøbelastning)
- Drift og vedligehold (miljøbelastning)
- Skrotning (miljøbelastning)
- Drift og vedligehold (ulykker og brandrisici)
- Drift og vedligehold (arbejdsmiljø)
- Drift og vedligehold (indeklimaproblemer).

Ved vurderingen blev hvert materiale for hver belastningssituation tildelt en karakter (1, 2 eller 3) for mængde, spredning og effekt (de præcise kriterier skal ikke refereres her). Disse karakterer blev, som beskrevet ovenfor, multipliceret med hinanden. Materialets samlede miljøbelastning blev herefter opgjort som summen af produkterne, mens den samlede miljøbelastning blev opgjort som summen af miljøbelastningen for de enkelte materialer.

Ved sammenligningen af de indkomne tilbud blev, udover den samlede score, lagt vægt på, at ingen af de anvendte materialer havde fået tildelt karakteren 3 i effekt-score samt at intet materiale i nogen belastningssituation havde opnået en score (mængde x spredning x effekt) på 12 eller derover.

I praksis viste det sig, at alle tilbud i store træk omfattede de samme materialer og vurderingen endte op med at bedømme de indkomne tilbud som miljømæssigt ligeværdige indenfor vurderingsusikkerheden. Der var visse forskelle fra tilbud til tilbud især på mængderne af de forskellige materialer. Disse forskelle var dog ikke store nok til at retfærdiggøre, at et af tilbuddene blev udpeget som det miljømæssigt bedste tilbud.

## Byggematerialer

Herudover er metoden foreslået anvendt ved vurdering af byggematerialer (jfr. /20/). Her er påregnet, at metoden skal bruges til klassifikation af problemer relateret til arbejdsmiljø, indeklima og ydre miljø for byggeelementer igennem deres livscyklus. Da metoden endnu ikke er blevet detaljeret afprøvet er det for tidligt at fortage en vurdering af metodens egnethed i den aktuelle sammenhæng.

Interessant er, at der i /20/ også er opstillet et forslag til ressourceprofil for byggematerialer. Denne profil indeholder parametrene:

- Fornyeligt materiale (kg)

Hvad kan udnyttes fra disse projekter

- Ikke-fornyeligt materiale (kg)
- Vand (m<sup>3</sup>)
- Energi (MJ).

Scoringssystemets primære styrke er dets enkelthed, især i en prioriterings sammenhæng. Selvom den klassificering af forskellige stoffer, der er foretaget i Miljøstyrelsens luftvejledning og listen over farlige stoffer ikke tager hensyn til alle relevante egenskaber, vil en vurdering baseret på denne klassificering formodentlig alligevel ramme rigtig i de fleste tilfælde, så længe vurderingen er begrænset til stoffer.

En vurdering af materialer er dog sværere end en vurdering for stoffer. Dels er der (endnu) ikke foretaget nogen officiel klassificering af materialer, dels er der for materialer tale om mange forskellige miljørelationer, som kan være svære at vægte. En scoringssystem med kun tre karakterer kan i denne sammenhæng muligvis være for simpelt.

I denne forbindelse skal understreges, at scoringssystemets enkelthed også er dets primære svaghed, forstået således at den grove pointgivning skjuler en række nuancer, som kunne være afgørende ved et valg.

Set i relation til det ønskede prioriteringssystem for industriprodukter lider scoringssystemet af den svaghed, at der ikke opnås nogen kvantificering af miljøbelastningen, og at prioriteringen derfor skal baseres på relative værdier, som er vanskelige at gennemskue for personer, som ikke er fuldt fortrolige med principperne bag scoringssystemet. På den anden muliggør scoringssystemet, at der foretages en kvantitativ vægtning mellem æbler og bananer. Scoringstanken kunne derfor udnyttes som en del af et prioriteringssystem til at håndtere elementer, der er vanskelige at kvantificere præcist.

## 4.2 Udenlandske erfaringer

I det følgende er angivet de væsentligste udenlandske erfaringer så vidt som de er kendt gennem litteraturen. Disse erfaringer omfatter:

- Livscyklusanalyser i forskellige udformninger
- EMPA/BUWAL-metoden (kritiske voluminer)/"ökopunkte"
- Det svenske EPS-system

### 4.2.1 Livscyklusanalyser

Erfaringer med livscyklusanalyser foreligger fra bl.a. Tyskland, England, Holland og USA. Disse analyser er ofte relateret til emballagematerialer, og kører i princippet efter samme læst som mælkeemballageprojektet (jfr. afsnit 4.1.2), og skal derfor ikke refereres i detaljer her. Analyserne omfatter i det væsentlige en listning af ressourcer og emissioner relateret til udvalgte varer. Der foretages ikke en samlet bedømmelse/vægtning af de undersøgte produkters miljøbelastning.

Den væsentligste værdi af disse projekter i denne sammenhæng ligger i den betydelige mængde data om ressourceforbrug og emissioner ved produktion af råvarer og produkter, som herved er fremskaffet og gjort

tilgængelig. Som eksempel på sådanne projekter skal henvises til /23/, som er interessant p.g.a en detaljeret opgørelse af energiforbrug ved transporter og affaldsbehandling. For en mere generel diskussion af principper, metoder og problemer henvises til /7/.

#### 4.2.2 EMPA/BUWAL-metoden (kritiske voluminer/"ökopunkte")

Formål

EMPA/BUWAL-metoden er udviklet af instituttet EMPA i Schweiz i samarbejde med Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Metoden er oprindeligt fokuseret på emballagematerialer med det formål at give brugere af emballage mulighed for at vælge den emballagetype, der giver den mindste miljøbelastning. Metoden er oprindeligt beskrevet i /21/ og senere i /22/. Denne beskrivelse, som gives her er baseret på /22, 25, 26/. Leiden Universitet og miljømyndighederne i Holland arbejder så vidt vides med en metode, som har mange lighedspunkter med EMPA/BUWAL-metoden. Her skal derfor kun beskrives EMPA/BUWAL-metoden.

Beskrivelse

Baseret på en kortlægning af råvareforbrug, energi- og vandforbrug samt emissioner ved produktion af emballagematerialer er opstillet miljøprofiler for disse materialer. På dette grundlag er beregnet ressourceforbrug, emissioner (vand/luft) samt affaldsmængder pr. kg emballagemateriale fremstillet. For udledninger til vand og luft er emissionerne divideret op i de gældende grænseværdier i Schweiz, hvorved det volumen af vand/luft (de kritiske voluminer), der kræves for at overholde de gældende grænseværdier bestemmes. Endvidere er opgjort det totale energibehov ved produktion (excl. energifremstilling) samt deponeringsbehov (udtrykt som kubikmeter affaldsmaterialer) pr. kg emballagemateriale fremstillet.

Der er opgjort data for følgende materialer: Aluminium, hvidblik, glas, polyethylen (HD/LD), PET, PP, PS (glasklar/slagfast), PVC samt forskellige papir og papkvaliteter. Disse data er beregnet til, at industrier og andre, der skal overveje emballageløsninger, direkte kan sammenligne forskellige løsninger og vælge den løsning, der ressource- og miljømæssigt er den bedste. For visse materialer (aluminium, hvidblik og glas) er opgivet flere datasæt, der svarer til forskellige niveauer af genanvendelse.

Metoden er under udvikling ved BUWAL (jfr./27/). Tanken er at sætte de registrerede parametre (kritiske voluminer af vand og luft, energibehov og deponeringsbehov) i relation til landets totale emission. Herved kan de registrerede parametre aggregeres i et antal "ökopunkte", som kan bruges til at sammenligne forskellige materialer og produkter (denne beskrivelse er ikke baseret på originalreference og kan derfor være upræcis).

Hvad kan udnyttes fra dette projekt

Princippet, med at sammenligne emissioner af forskellige typer udfra den fortyndning med ren luft/vand, der er nødvendig for at overholde eksisterende grænseværdier, er besnærende i al sin enkelthed. Metoden kræver dog, at der er opstillet grænseværdier for alle relevante stoffer. Dette er ikke tilfældet for udledninger til vand/spildevand i Danmark, selvom det utvivlsomt ville være muligt at adoptere grænseværdier fra andre europæiske lande. Hertil kommer, at det nødvendige datagrund-

lag indtil videre kun er udviklet for emballagematerialer og kun delvist omfatter miljørelationer ved distribution, forbrug og bortskaffelse. Det er muligt, at der ved andre institutioner er opbygget en viden om andre materialer/processer, der gør at metoden kan anvendes for et bredere udsnit af industriprodukter end blot emballage, men dette vides ikke på nuværende tidspunkt. Hvis der imidlertid er behov for at indsamle data i større omfang beregnet specielt for danske forhold (dette er sandsynligvis tilfældet), vil den nødvendige indsats være meget stor.

#### Formål

#### 4.2.3 EPS-systemet

EPS-systemet er udviklet i Sverige i et samarbejde mellem Volvo, Industriförbundet og Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning med det formål at opnå et vurderingssystem, der vil muliggøre en komplet bedømmelse af industriprodukters miljøpåvirkning. Den følgende beskrivelse af metoden er baseret på /24/. Desværre er ikke alle trin i metoden forklaret lige tydeligt i /24/.

#### Beskrivelse

EPS-systemet anvender miljøindex'er (eller scoringssystemer) for forbrug af naturlige ressourcer og effekter af udslip til at beregne et miljøbelastningstal (Environmental Load Value), for på denne måde at give et relativt og kvantitativt mål for et produkts miljøbelastning under hele livsforløbet.

EPS-systemet startes med en detaljeret kortlægning af ressourceforbrug og udslip til omgivelserne gennem hele livsforløbet. Denne kortlægning fastlægger hvilke stoffer og materialer, der forbruges og emitteres samt mængderne for hvert stof og materiale. Herefter beregnes et miljøindex (Environmental Load Unit) for hvert stof og materiale, der forbruges eller emitteres. Dette index beregnes pr. enhedsmængde (f.eks. pr. kg) af stoffet/materialet. Udfra disse indexer kan det samlede miljøbelastningstal beregnes ved at multiplicere med den faktiske mængde af hvert stof/materiale som forbruges/emitteres og summere disse tal.

Beregningen af miljøindexet for forbrug af naturlige ressourcer er baseret på:

- Størrelsen pr. capita af de kendte og forventede mængder af hver ressource.
- En vurdering af hvor unike disse ressourcer er - hvor let kan de erstattes med andre ressourcer (vurderes relativt - vurderingsprincip er ikke forklaret nærmere).

Beregningen af miljøindex for udslip er baseret på:

- Alvorligheden af udslippet (vurderet relativt ud fra hvor meget samfundet er parat til at betale for at undgå udslippet - der bruges en logaritmisk skala, hvor f.eks:

- 100 = døden af et menneske
- 1 = vandet bliver udrikkeligt på den nærmeste kvadratkilometer i overskuelig tid

- 0,01 = en person udsættes for et mindre lugtproblem i 1% af tiden i mindre end et år)
- Intensiteten/frekvensen af udslippet i det område, der påvirkes (vurderet relativt i forhold til gennemsnittet).
- Andelen af jordens areal eller befolkning som påvirkes (global påvirkning sættes lig 100; andre niveauer angives relativt).
- Påvirkningens irreversibilitet, dvs. kan skaden ændres, når først den er sket og hvor lang tid vil det tage (en irreversibel påvirkning sættes lig 100; andre niveauer angives relativt).
- Stoffets/materialets effekt - hvilken betydning har udslip af størrelsen et kilogram (vurderes relativt baseret på at et udslip af 10.000 kilo CO<sub>2</sub> i forhold til et globalt udslip af CO<sub>2</sub> på 10<sup>11</sup> tillægges værdien 1 - vurderingsprincippet er ikke forklaret nærmere).
- Omkostningen ved at forhindre emissionen af 1 kg af stoffet/materialet (vurderet relativt ud fra at tallet 1 repræsenterer 100 Skr/kg i 1990 pengeværdier).

Hvad kan udnyttes fra dette projekt

En række af de vurderingsparametre som er foreslået i projektet (jvf. beskrivelsen ovenfor) er interessante og inspirerende. Metoden synes dog langt fra at være færdigudviklet, og der synes at være beskedent erfaring med vurderingskriterier og parametervalg. Metoden, som den er beskrevet ovenfor er rettet ind mod enkelte industriprodukter, der produceres på velafgrænsede lokaliteter. Metoden forudsætter endvidere en detaljeret livscyklusopgørelse af råvarer og emissioner. Endelig bemærkes at metoden anvender en række vurderingsparametre, som ikke normalt anvendes og at der derfor vil være behov for en relativ kraftig indsats i begyndelsen til at etablere det nødvendige datagrundlag. Umiddelbart vurderet synes det som om, at valget af vurderingskriterier er afgørende for resultatet af vurderingen.

### 4.3 Vurdering

Overordnet vurderet er der ikke tvivl om, at med hensyn til metoder for livscyklusanalyser og vurderinger af miljøbelastninger befinder man sig såvel i Danmark som internationalt stadig i en udviklingsfase.

Den gennemgang af forskellige projekter, som er foretaget her illustrerer også ganske tydeligt dilemmaet for sådanne analyser: Sålænge, der ikke er større erfaring, er det på den ene side nødvendig at komme hele vejen rundt om problemet, dvs. reelt inddrage alle elementer fra udvinding af råvarer til bortskaffelse af produkter. På den anden side er den nødvendige arbejdsindsats til at komme hele vejen rundt så stor, at næppe nogen analyser har præsteret dette endnu.

Dette betyder igen, at den erfaring, som er nødvendig for at kunne bedømme, hvor langt det er nødvendigt at gå (hvilke elementer er relevante at medtage) ikke udvikles eller i bedste fald kun udvikles

meget langsomt. Der er i hvert fald ikke registreret nogen studier, som rummer veldokumenterede anbefalinger i denne henseende.

Et anden basalt dilemma er konflikten mellem gennemskuelighed og brugbarhed. De analyser, som i princippet beror på ren listning af forskellige emissioner, energiforbrug etc. er meget gennemskuelige og normalt lette at forstå for udeforstående. Til gengæld er disse analyser ofte ikke særligt brugbare, da der ikke foretages nogen vægtning af æbler og bananer. På den anden side vil de metoder, der benytter scoringssystemer eller diverse kriterier for at vægte forskellige emissioner for derigennem at komme frem til et enkelt tal eller karakter for miljøbelastningen, typisk være uigennemskuelige for udenforstående (og dermed utroværdige?), bl.a på grund af at der i selve valget af kriterier ligger forskellige bevidste eller ubevidste valg. Dette problem er sandsynligvis uløseligt i kraft af, at der er tale om æbler og bananer og at ethvert forsøg på at foretage en vægtning vil indebære en form for valg. Konflikten understreger dog behovet for at enhver form for kvantitativ vægtning gøres så gennemskuelig som mulig og at komplicerede vægtningsprocedurer principielt bør undgås, uanset at disse procedurer kan være teoretisk mere rigtige.

Som nævnt allerede i indledningen til dette kapitel er der ikke ved denne gennemgang af metodeerfaringer registreret nogen metode, som umiddelbart kan bruges til at løse den opgave, som er baggrunden for nærværende projekt. Derimod er registreret en række interessante elementer og tankegange, som på forskellig vis kan udnyttes ved opstillingen af en prioriteringsmetode for industriprodukter.

## 5. Metodeovervejelser og -forslag

### 5.1 Metodeovervejelser

Som det fremgår af kapitel 3 og 4 vil enhver metode, der forsøger at nå hele hele vejen rundt, dvs. klarlægge miljøbelastningen i alle faser af livscyklusforløbet for industriprodukter, indebære en så stor arbejdsindsats, at den på forhånd kan anses for urealistisk i forbindelse med et prioriteringssystem. Hertil kommer det væsentlige problem, at der ikke synes at være udført studier, der på et dokumenteret grundlag har afklaret betydningen af de enkelte elementer i livscyklusen for det samlede resultat.

Dette betyder, at hvis der vælges kun at betragte udvalgte elementer i livscyklusforløbet, så eksisterer der ikke en viden, der gør, at størrelsen af de fejl, der herved gøres, kan vurderes rimeligt sikkert. I praksis må denne vurdering derfor bero på fornemmelser og skøn fremfor konstante data.

Det er oplagt, at for overhovedet at kunne opstille et prioriteringssystem må der fokuseres på, hvilke data, der kan fremskaffes relativt let, og som samtidig giver mening dvs. dækker væsentlige aspekter af miljøbelastningen gennem livscyklusforløbet. Her er valgt at fokusere på følgende datatyper:

- Mængder (produktion/forbrug af industriprodukter i Danmark).
- Sammensætning af industriprodukter.
- Ressourcetab gennem distributions-, forbrug-, bortskaffelses- og genanvendelsesfasen idet der skelnes mellem fornyelige/ikke-fornyelige ressourcer og om udnyttelsen af fornyelige ressourcer er bæredygtig eller ikke-bæredygtig.
- Materialerelateret energiforbrug og energiindhold.
- Energiforbrug i forbrugsfasen.
- Miljøeffekter relateret til industriprodukt og anvendte materialer igennem hele livscyklusforløbet.

Styrkerne og ulemperne ved disse datatyper er vurderet, som angivet i det følgende. Opgørelses- og beregningsprincipper skal ikke detaljeres her (der henvises til afsnit 5.2):

#### Mængder

Det har næppe relevans, at opstille et prioriteringssystem uden at dette på en eller anden måde bygger på de mængder af forskellige industriprodukter, som produceres og forbruges i Danmark. I sig selv er mængderne også en målestok for miljøbelastningen. Det er dog en upræcis målestok, fordi det ikke af mængden alene fremgår, om der er tale om en fornyelig/ikke-fornyelig ressource og fordi energiforbrug og

andre miljøbelastninger har mere relation til de anvendte materialer og produktets funktion end til mængder alene.

#### Sammensætning

Viden om industriproduktets sammensætning har ingen værdi i sig selv. Denne viden er dog en forudsætning for at bedømme ressourcetab, energiforbrug og miljøeffekter, da disse data er snævert knyttet til de materialer, der indgår i industriproduktet.

#### Ressourcetab

Ressourcetabet gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses-, og bortskaffelsesfasen er en god målestok for det samlede ressourcetab gennem produktets levetid. Med ressourcetab menes her den mængde af råmaterialer, hjælpestoffer/materialer og driftsmidler, som ikke bliver genanvendt og som derfor i princippet går tabt ved at blive spredt til omgivelserne eller bortskaffet som affald (råmaterialer omfatter her alle råmaterialer som indgår i industriproduktet, når dette er nyt såvel som råmaterialer, der indgår i reservedele o.lign. i løbet af industriproduktets levetid; hjælpestoffer/materialer begrænses her til emballage).

Ressourcetabet gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfasen er naturligvis kun en del af det samlede ressourcetab. Der vil ske et tab af råmaterialer og hjælpestoffer/materialer gennem råvare- og produktionsfaserne, såvel som et tab af hjælpestoffer/materialer gennem genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne. Hertil kommer ressourcetab knyttet til maskiner o.a..

Der findes som nævnt i starten af dette kapitel ikke et grundlag, udfra hvilket det umiddelbart er muligt at afgøre, hvor meget ressourcetabet igennem distribution-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne udgør af det samlede ressourcetab igennem livscyklusforløbet for industriprodukter. Hertil kommer, at dette tab vil variere med materiale og dermed også med typen af industriprodukt. Her skal skønnes, at ressourcetabet igennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne, som defineret ovenfor typisk udgør mellem 30 og 70 % af det samlede ressourcetab. Dette skøn er baseret på generel viden om tab ved produktionsprocesser etc. herunder beregninger og skøn foretaget i /4, 12 og 23/, og skal alene opfattes som et forsøg på at skønne en størrelsesorden i mangel af præcis viden. Skønnet skal i øvrigt forstås således, at den nedre grænse på 30% svarer til værdifulde materialer såsom hårdmetaller med en høj grad af genanvendelse, mens den øvre grænse svarer til materialer, som ikke kan eller ikke bliver genanvendt f.eks. hærdeplaster.

Ressourcetabet skal/bør opdeles i fornyelige/ikke-fornyelige ressourcer ligesom der skal/bør skelnes mellem om fornyelige ressourcer genskabes i takt med forbruget eller ej. Herved opnås i praksis en væsentlig ekstra information med en marginal ekstrainsats.

#### Energi

Det materialerrelaterede energiforbrug turde sammen med energiforbruget i forbrugsfasen svare for størsteparten af energiforbruget for industriprodukter i deres livscyklus. Med samme forbehold som angivet ovenfor under ressourceforbrug skal her skønnes, at disse typer energiforbrug typisk udgør 70 - 90% af det samlede energiforbrug. I dette skøn er der taget højde for, at der herudover sker et energiforbrug i produktionsfasen (endelig fremstilling af færdigvaren - dette er normalt

ikke medregnet i det materialerelaterede energiforbrug), i distributions-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne samt til maskiner o.a. i hele livscyklusforløbet.

## Miljøeffekter

Med miljøeffekter menes her en påvirkning af miljøet eller mennesker. En vurdering af, om der sker en sådan påvirkning, kan foretages relativt simpelt ved at definere kriterier for påvirkning og derpå notere, om der i løbet af industriproduktets livscyklus sker en emission af kemiske stoffer, som opfylder disse kriterier.

En sådan miljøeffektvurdering skal i princippet blot opfattes som et advarselsflag, og må ikke sammenlignes med en egentlig miljøfarlighedsvurdering, som kræver en væsentlig større indsats. Miljøeffektvurderingen skal i praksis opfattes som den nemmeste måde at medtage hele det problemkompleks, der er relateret til emission af kemiske stoffer til miljøet, i prioriteringsprocessen. Det er ikke muligt indenfor rammerne af dette projekt at foretage nogen vurdering af, hvad det betyder kun at overveje miljøeffekter, sammenlignet med at foretage en egentlig miljøfarlighedsvurdering, som f.eks. kan være baseret på de principper, der er angivet i /4/.

Da emissioner relateret til energiforbrug i princippet allerede er opgjort i kraft af energiforbruget er opgjort og emissionerne i princippet kan bestemmes blot ved at bestemme energikilderne er det her valgt ikke at medtage energiemissioner ved miljøeffektvurderingen.

(I tilfælde af, at det anses for nødvendigt at bestemme energikilderne for at opgøre energiemissioner, kan et første groft overslag opnås ved at tage udgangspunkt i f.eks. den gennemsnitlige energiforsyningsstruktur i Europa. Mere rigtigt og også mere arbejdskrævende vil det dog være at klarlægge de typiske energikilder for hver type af materiale).

## Opgørelsesprincip

En prioriteringsmetode, der forsøger at inddrage de datatyper, der er angivet ovenfor kan opbygges ved:

- 1) De principper, der er benyttet i produktregistervurderinger (jfr. afsnit 4.1.3), idet det forsøges at kvantificere miljøbelastningen så langt som muligt. Det vil i praksis være muligt at kvantificere såvel ressourceforbruget som energiforbruget, hvorimod miljøeffekten kun kan vurderes ved en form for scoringssystem.
- 2) Et rent scoringssystem f.eks. baseret på de principper, der er beskrevet i afsnit 4.1.5.

Her er valgt at forslå en prioriteringsmetode baseret på princip 1) udfra at dette princip tillader en høj grad af kvantificering og dermed også sikrer, at resultaterne er nemme at gennemskue for udenforstående.

En konsekvens af dette princip er at der for hver type af industriprodukter opnås tre resultater, som dækker ressourceforbrug, energiforbrug henholdsvis miljøeffekt. For en endelig prioritering af industriprodukter må der anvendes en form for vægtningsprocedure mellem de tre

resultatyper. Her er valgt det simple og letforståelige princip, at den endelige placering bestemmes ud fra gennemsnittet af placeringerne på de tre resultatlister.

#### Arbejdsindsats

Alle datatyper, som er angivet i det ovenstående er rimeligt lettilgængelige. I kraft af det store antal forskellige industriprodukter og forskellige materialer vil den totale arbejdsindsats alligevel være betydelig. En vurdering af den nødvendige indsats er givet i afsnit 6.3., idet der her er indbygget erfaringerne fra den afprøvning, som er rapporteret i kapitel 6.

#### Trinvis opbygning

Det er ikke fra Miljøstyrelsens side som grundlag for dette arbejde defineret, hvor stor en arbejdsindsats, der anses for rimelig til at gennemføre en prioritering af industriprodukter.

Af denne årsag er i det følgende valgt ikke at præsentere et fuldt færdigt prioriteringssystem, men i stedet at dele systemet op i række trin. Der startes i det helt simple (mængder alene). Derefter udbygges systemet ved at flere parametre, såsom ressourceforbrug, energiforbrug, og miljøeffekter føjes til. Når dette er sket svarer til systemet til det niveau, som angivet ovenfor.

Det er forudset, at der kunne være et ønske om at gå videre end dette niveau. Ultimativt vil samtlige de miljørelationer, der er angivet i kapitel 3 kunne blive inddraget. Der er også skitseret metoder til at gøre dette foruden at den relevante arbejdsindsats er vurderet.

I det metodeforslag, som er angivet i det følgende er skelnet mellem følgende trin:

- Trin 1: Mængder (alene)
- Trin 2: Mængder og sammensætning
- Trin 3: Mængder, sammensætning og ressourceforbrug
- Trin 4: Mængder, sammensætning og energiforbrug
- Trin 5: Mængder, sammensætning og miljøeffekter
- Trin 6: Yderligere detaljering.

Valget at betragte ressourceforbruget som trin 3, energiforbruget som trin 4 og miljøeffekter som trin 5 beror på, at opgørelsen af energiforbruget delvist bygger på ressourceforbruget, mens vurderingen af miljøeffekter er det mest arbejdskrævende af de tre trin samtidig med, at det er det trin hvor usikkerheden på vurderingerne er størst. Hvis et af de tre trin skal udgå, vil det derfor være mest naturligt at se bort fra miljøeffekten.

## 5.2 Metodeforslag

### 5.2.1 Trin 1 - Mængder alene.

#### Princip

Det mest simple prioriteringsprincip overhovedet vil være at bygge kun på mængder. Følgende mængder vil være relevante:

1. Forbruget i DK, dvs. dansk produktion + import - eksport

## 2. Dansk produktion

For nogle produkter kan disse mængder være omtrent ens, mens der for andre kan være store forskelle. Betydningen af at betragte begge typer af mængder er naturligvis, at med "forbruget i Danmark" lægges fokus på den miljøbelastning, som sker i distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfasen, mens der med "dansk produktion" sættes fokus på den miljøbelastning, som sker i råvare- og produktionsfaserne.

Her skal foreslås, at begge mængder opgøres og middeltallet beregnes. Dette middeltal bruges derefter som udgangspunkt for prioriteringen. Tallene kan evt. beregnes som middeltal over de sidste 5 år, for at reducere betydningen af tilfældige variationer.

Spørgsmålet om produktets levetid har været overvejet. Det er vurderet, at der ved at bygge på oplysninger om produktions- og forbrugsmængden i praksis også er taget hensyn til problemet med forskellig levetid for forskellige produkter, idet produktions- og forbrugsmængderne afhænger af antallet af brugere og hvor hurtigt produktet udskiftes.

### Datakilder

Alle nødvendige tal vil nemt kunne fremskaffes fra Danmarks Statistik. Formodentlig vil Danmarks Statistik også relativt nemt kunne beregne middeltallene og udlevere en færdig liste til Miljøstyrelsen, forudsat at dataene ikke afviger væsentligt fra de databearbejdningsrutiner som allerede anvendes. Dette spørgsmål er ikke undersøgt nærmere.

### Særlige problemer

Den beregning, der skal foretages forudsætter, at alle mængdeoplysninger er opgivet i vægtenheder. Denne forudsætning er opfyldt for flertallet af varegrupper. For en række varegrupper vil det dog være således at oplysninger om dansk produktion kun findes i stk./m<sup>2</sup>/par etc. samt som værdi. I disse tilfælde kan udnyttes, at der for de tilsvarende varegrupper i udenrigshandelsstatistikken altid vil være oplysning om såvel stk. etc. såvel som værdi og vægt. Disse oplysninger kan derfor bruges til at anslå vægten af den danske produktion. Det skal her anbefales fortrinsvis at bruge oplysninger om eksporten til denne omregning, da oplysninger om export må antages at være et bedre mål for dansk producerede varer end oplysninger om import. Der vil naturligvis blive introduceret et element af usikkerhed ved en sådan beregning. Størrelsen af denne usikkerhed kan kun klarlægges gennem særlige undersøgelser, men må antages normalt ikke at overstige  $\pm 20\%$  (forfatterens skøn). Usikkerheden vil naturligvis variere fra varegruppe til varegruppe og må anses for betydningsløs i forbindelse med et prioriteringssystem.

Enkelte varegrupper kan dog give større problemer. Det er de varegrupper, hvor oplysninger om dansk produktion eller import/eksport er totalt hemmeligholdt af konkurrencehensyn. Eksempler på dette er plastbyggelegetøj (LEGO), glasuld og stenuld. I disse tilfælde må andre datakilder bruges til at etablere et skøn. Dette kan gøres i langt de fleste tilfælde, men vil naturligvis indebære en ekstra arbejdsindsats.

### 5.2.2 Trin 2 - Mængder og sammensætning

I trin 2 udbygges mængdeoplysninger med "sammensætningen". Med sammensætning menes her de materialer, som industriproduktet er opbygget af. Sammensætningen kan opgøres i procent. Ved at gange sammensætningen med de mængdedata, som er opgjort i trin 1 opnås herved et estimat for, hvad bruges af forskellige materialer i forskellige industriprodukter.

Princippet kan udtrykkes ved følgende beregning:

$$(M_p + M_f)/2 * [S]$$

Hvor:

- $M_p$  = Den danske produktion af industriproduktet (tons/år)  
 $M_f$  = Det danske forbrug af industriproduktet (tons/år)  
 $[S]$  = En søjlematrice som beskriver industriproduktets sammensætning (alle tal i %/100).

Hvis der er tale om vaskemaskiner, vil beregningen se ud som følger (den angivne produktsammensætning skal alene opfattes som en illustration - den er ikke nødvendigvis komplet og repræsentativ):

|                    |   |           |
|--------------------|---|-----------|
| $(M_p + M_f)/2 * $ | Konstruktionsstål<br>Rustfrit stål<br>Gummi<br>PVC-plast (hård)<br>PVC-plast (blød - elkabler)<br>Kobber<br>Emalje<br>Glas<br>Beton (kontravægt)<br>Lamineret hård træplade<br>Elforzinkning (på bolte etc.)<br>EPS (emballage)<br>Polypropylen (emballage-krympefolie)<br>Bølgepap (emballage)<br>Vaskemiddel (driftsmiddel)<br>Blødgøringsmiddel (driftsmiddel)<br>Vand (driftsmiddel)<br>Reservedele | $(* K_s)$ |
|--------------------|---|-----------|

I dette eksempel på sammensætningen af en vaskemaskine er også medtaget emballage og de vigtigste driftsmidler og reservedele. Forbruget af disse materialer pr. produkt over produktets levetid er påregnet opgjort og medregnet ved opgørelsen af produktets sammensætning. Det bemærkes, at når disse materialer medregnes skal de mængdeoplysninger, som fås fra Danmarks Statistik muligvis korrigeres, idet disse oplysninger i princippet kun omfatter det rene produkt. I praksis vil statistiske mængde oplysninger dog også omfatte detailsalgsemballage, såfremt produktet er pakket i særlig detailsalgsemballage af producenten. De statistiske oplysninger vil dog i princippet ikke omfatte ren transportemballage. Den nemmeste måde at korrigere på, er at definere en korrektionsfaktor ( $K_s$ ), som udtrykker forholdet mellem

vægten af produktet samt driftsmidler/emballage og vægten af produktet alene.

Det har ikke inden for rammerne af dette projekt været muligt at foretage en sikker vurdering af hvilke materialer, der bør skelnes mellem. Den skelnen, der skal foretages afhænger af i hvilket omfang materialerne vurderes at være forskellige med hensyn til ressourceforbrug, energiforbrug og miljøeffekt.

Til illustration af, hvilke materialer det kan være relevant at skelne mellem når sammensætningen skal opgøres henvises til tabel 5.1, som angiver en række af de typiske materialer, som indgår i industriprodukter. Det understreges, at denne liste over materialer ikke er komplet. Det understreges også, at begrebet "materialer" kan defineres forskelligt. Her er f.eks. valgt at skelne mellem basismaterialet - det være sig stål, plast osv. - og overfladebehandlingen. Det er naturligvis også muligt at indregne overfladebehandlingen som en del af materialet, og derved skelne mellem elforzinket og forkromet konstruktionsstål. I praksis er der fordele og ulemper ved begge angrebsvinkler.

Det bemærkes, at tabel 5.1 alene skal opfattes som et første bud på, hvilke materialer det kan være relevant at skelne mellem. Videre overvejelser vil givetvis medføre, at listen på forskellig vis revideres og udbygges. Som det fremgår af listen, er det forudset, at det kan være hensigtsmæssigt som materialer at medregne såvel kemiske stoffer (fx salt - det er dog handelsvaren og ikke stoffet i sig selv, der fokuseres på) som kemiske produkter (f.eks. vaskemidler, motorolie og maling).

Da der kan ligge et væsentligt arbejde i at vurdere ressourceforbrug, energiforbrug og miljøeffekt for forskellige materialer, er det hensigtsmæssigt at begrænse antallet af forskellige materialer. I tabel 5.1 er angivet ca. 130 forskellige materialer. Som et groft skøn skal det totale antal materialer, som det vil være nødvendigt at skelne mellem her anslås til et sted mellem 100 og 200. Dette skøn er baseret på, at tabel 5.1 formodentlig rummer flertallet af de almindeligt anvendte materialer i industriprodukter.

I praksis afhænger antallet meget, af hvor præcist der vælges at skelne mellem forskellige materialer. Er der f.eks. nogen grund til at skelne mellem legeret og ulegeret konstruktionsstål, mellem løvtræ og nåletræ og mellem vinduesglas og krystalglas? Dette spørgsmål kan ikke besvares entydigt, idet svaret må afhænge af, hvad sammensætningsoplysningerne skal bruges til. Skal de bruges til at vurdere energiforbrug og genanvendelse er der næppe grund til at skelne mellem legeret og ulegeret konstruktionsstål. En sådan skelnen kan derimod være velbegrundet, hvis der skal vurderes miljøbelastning, idet miljøbelastningen af typiske legeringskomponenter som nikkel og chrom er større end for almindeligt jern/stål. Tilsvarende kan krystalglas i modsætning til vinduesglas indeholde bly i væsentlige mængder.

Tabel 5.1 Materialer i industriprodukter <sup>1)</sup>

|  |  |   |
|--|--|---|
| <p><b>Jern og stål:</b></p> <p>Støbejern, ulegeret/lavtlegeret<br/>           Støbejern, højtlegeret<br/>           Konstruktionsstål, ulegeret/lavtlegeret<br/>           Legeret konstruktionsstål og værktøjsstål<br/>           Rustfrie stål<br/>           Magnetstål</p>  | <p><b>Træ og træbaserede materialer:</b></p> <p>Nåletræ<br/>           Løvtræ<br/>           Tropisk træ<br/>           Trykimprægneret træ<br/>           Vakuuminprægneret træ<br/>           Spånplade<br/>           Krydsfiner<br/>           Lamineret træ<br/>           Træfiber (blød/hård)<br/>           Papir og pap</p>   | <p><b>Lime og klæbemidler:</b></p> <p>Dextrin og kasein lime<br/>           PVA lime<br/>           Ben- og fiske lim<br/>           Epoxylime<br/>           Urea-, phenol og melaminformaldehydlime</p>   |
| <p><b>Andre metaller:</b></p> <p>Kobber<br/>           Zink<br/>           Tin<br/>           Nikkel<br/>           Chrom<br/>           Aluminium<br/>           Messing (Cu/Zn)<br/>           Rødgods (Cu/Sn/Pb) ?<br/>           Bronze (Cu/Sn) ?<br/>           Zink-aluminiums legeringer<br/>           Nikkel-kobber legeringer<br/>           Sølv<br/>           Cadmium<br/>           Bly<br/>           Kviksølv<br/>           Loddelegeringer (Pb/Sn)<br/>           Hårdmetaller</p> | <p><b>Plastmaterialer:</b></p> <p>Polyethylen<br/>           Polypropylen<br/>           Polystyren (alm./ekspanderet/slagfast)<br/>           PVC (blød/hård)<br/>           Polyurethan (PUR)<br/>           Polycarbonat<br/>           Polyamid (nylon)<br/>           Acrylnitril-butadien-styren (ABS)<br/>           Glasfiberarmeret polyester (GUP)<br/>           Acrylplast (PMMA)<br/>           Phenolplast (PF)<br/>           Ureaplast (UF)<br/>           Melaminplast (MF)<br/>           Polyethylenterephthalat (PET)<br/>           Polyoxymethylenplast (POM)<br/>           Polytetrafluorethylen</p> | <p><b>Overfladebehandling:</b></p> <p>Plastmaling<br/>           Oliemaling<br/>           Epoxymaling<br/>           Varmforzinkning<br/>           Elforzinkning<br/>           Fornikling<br/>           Forkromning<br/>           Forkobring<br/>           Fortinning<br/>           Forgyltning<br/>           Forsølvning<br/>           Fosfatering<br/>           Anodisering<br/>           Chromatering<br/>           Emaljering<br/>           Lakering</p> |
| <p><b>Glas:</b></p> <p>Emballageglas<br/>           Planglas<br/>           Lamineret glas<br/>           Hærdet glas<br/>           Krystalglas<br/>           Glasuld</p>  | <p><b>Gummiarter:</b></p> <p>Naturgummi<br/>           Chloropren gummi<br/>           Styren-butadien gummi<br/>           Isopren-styren gummi<br/>           Butylgummi<br/>           EPDM (ethylen-propylen gummi)</p>  | <p><b>Læder og naturfibre:</b></p> <p>Læder - krom garvet<br/>           Læder - vegetabilsk garvet<br/>           Bomuld<br/>           Uld<br/>           Sisal<br/>           Hør<br/>           Kokos</p>   |

Note: Tabel fortsættes på næste side

Tabel 5.1 Materialer i industriprodukter (fortsat) <sup>1)</sup>

| Fødevarer:              | Bygge- og anlægsmaterialer (ikke nævnt andetsteds): | Driftsmidler og diverse:                    |
|-------------------------|---|---|
| Kød fra pattedyr        | Sand  | Benzin                                      |
| Kød fra fjerkræ         | Cement  | Petroleum                                   |
| Kød fra fisk            | Beton   | Opløsningsmidler (organiske/<br>chlorerede) |
| Kød fra krebs o.lign.   | Mursten   | Køle-smøremidler                            |
| Muslinger               | Letbeton  | Varmetransmissionsmidler                    |
| Mælk                    | Lecakugler  | Smøreolie/fedt                              |
| Smør                    | Gipsplader  | Vaskemidler                                 |
| Ost                     | Stenuld   | Blødgøringsmidler                           |
| Margarine (stege/smøre) | Tegl  | Fotokemikalier                              |
| Vegetabilsk olie        | Tagpap  | Trykfarve                                   |
| Rodfrugter              | Asfalt  |   |
| Andre grøntsager        | Tjære   |   |
| Frugt                   | Eternit   |   |
| Mel                     |   |   |
| Sukker                  |   |   |
| Salt                    |   |   |
| Kakao                   |   |   |
| Kaffe                   |   |   |
| Vand                    |   |   |
| Øl                      |   |   |
| Vin                     |   |   |
| Hedvin                  |   |   |
| Spiritus                |   |   |
| Fødevareadditiver       |   |   |

Note:

1) Den oversigt over materialer i industriprodukter, som er givet her er på ingen måde komplet eller endelig og forsøger ikke at leve op til en bestemt systematik. Listen er medtaget med det primære formål at vise spændvidden i, hvad der kan betragtes som materialer i industriprodukter. I praksis omfatter listen også processer, hvor de anvendte materialer er veldefinerede (f.eks varmforzinking).

Et andet vigtigt spørgsmål er, hvor detaljeret sammensætningen skal opgøres. Her er valgt niveauet 1% som grænsen for, hvornår et materiale medregnes eller udelades. Det vil sige, at der ved opgørelsen af sammensætning kun medregnes materialer, som indgår i det færdige produkt i en mængde på mere end 1 % af vægten af industriproduktet. Dette valg er logisk, når der alene vurderes ressourcetab og energiforbrug, idet materialer der indgår i mindre mængde end 1% ikke vil påvirke resultatet væsentligt. Hertil kommer, at det kan anses for realistisk at klarlægge sammensætningen af industriprodukter ned til dette niveau, hvorimod det meget vel kan give betydelige problemer at gå længere ned.

Desværre gælder omvendt, at en række miljøfarlige stoffer herunder tungmetaller ofte anvendes som tilsætningsstoffer i små koncentrationer. Med en grænse på 1% er der en vis sandsynlighed for at overse sådanne stoffer og der findes desværre ikke en viden, der præcist kan belyse konsekvenserne af forskellige grænser på nuværende tidspunkt.

Her er valgt den løsning at sige, at sådanne stoffer må fanges (i det omfang det er muligt) dels når varegruppens sammensætning opgøres og dels ved materiale vurderingen. I begge tilfælde vil det være muligt at give en bemærkning, for så vidt det er alment kendt at der indgår miljøfarlige stoffer i produktet eller materialet. Det vil f.eks. være naturligt at bemærke, at der anvendes HFC eller HCFC i køleskabe og fjernvarmerør samt bly i maling, selvom de faktiske mængder er mindre end 1%. Alternativt kan der skelnes mere præcist mellem forskellige materialer (der kan f.eks. skelnes mellem hård PVC stabiliseret med cadmium, bly eller tinforbindelser).

#### Datakilder

Datakilder for sammensætningsoplysninger vil være litteraturen, oplysninger fra eksperter samt oplysninger fra producenter (jfr. kap. 3).

#### Særlige problemer

Indtil nu er begrebet "sammensætningsoplysninger for industriprodukter" anvendt helt abstrakt. I praksis er der tale om, at de sammensætningsoplysninger, der skal fremskaffes, må svare til de positionsnumre, der anvendes af Danmarks Statistik. Afgørende for antallet af varegrupper (dvs. grupper af industriprodukter), som der skal skelnes mellem er dermed, om det muligt at gennemskue sammensætningen. En forløbige vurdering af dette spørgsmål er gennemført i annex 3. Her er anslået, at det vil være nødvendigt at regne med mellem 1201 - 1883 forskellige varegrupper. De fleste af disse varegrupper vil dække over et stort antal industriprodukter, der har store ligheder men også forskelle. Det estimat, der tilsigtes for sammensætningen af produkter i hver varegruppe skal i princippet være et gennemsnit af de materialer, som indgår i de enkelte produkter og må som oftest baseres på et skøn. I tvivlstilfælde kan den enkelte varegruppe underopdeles i flere varegrupper.

Vedrørende driftsmidler skal bemærkes, at disse ofte også vil være industriprodukter. I en række tilfælde kan det derfor være nødvendigt at klarlægge sammensætningen af driftsmidlerne, før sammensætningen af det produkt, hvortil driftsmidlerne anvendes, kan klarlægges.

#### Princip

##### 5.2.3 Trin 3 - Mængder, sammensætning og ressourcetab

Som angivet i afs. 5.1 dækker ressourcetabet her de tab (massetab) af materialer i industri produktet, herunder emballage, driftsmidler og reservedele som sker gennem distributions-, forbrugs- og genanvendelses- og bortskaffelsesfaserner, idet der skelnes mellem fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer og om de fornyelige ressourcer genskabes i takt med forbruget eller ej.

Vurderingen af ressourcetab bygger på sammensætningen af industri produktet, som denne er opgjort under trin 2. For hvert materiale skønnes den nuværende genanvendelse, hvorved tabet kan opgøres som 100% - genanvendelsen (i %). Endvidere vurderes, om det pågældende tab er fornyeligt/ikke-fornyeligt, samt for fornyelige materialer om genskabelsen er tilstrækkelig. I praksis skelnes således mellem:

- Tab, ikke fornyeligt
- Tab, fornyeligt, utilstrækkelig genskabelse
- Tab, fornyeligt, tilstrækkelig genskabelse.

Princippet kan udtrykkes ved følgende beregning:

$$(M_p + M_f)/2 * K_s * [S] * [R]$$

Hvor:

- $M_p$  = Den danske produktion af industriproduktet (tons/år)
- $M_f$  = Det danske forbrug af industriproduktet (tons/år)
- $K_s$  = En konstant, der korrigerer for forholdet mellem vægten af industriproduktet alene og vægten af industriproduktet samt emballage og driftsmidler.
- [S] = En søjlematrice, som beskriver industriproduktets sammensætning (alle tal i %/100).
- [R] = En matrice, som for hvert materiale i industriproduktet angiver, hvor meget af materialet, der tabes til omgivelserne, samt hvorvidt materialet er en fornyelige/ikke-fornyelige ressource og genskabelsen af denne ressource er tilstrækkelig eller ej.

Fastholdes eksemplet med vaskemaskiner, vil beregningen se ud som følger:

$$\frac{(M_p + M_f)}{2} * K_s * \left[ \begin{array}{l} \text{Konstruktionsstål} \\ \text{Rustfrit stål} \\ \text{Gummi} \\ \text{PVC-plast (hård)} \\ \text{PVC-plast (blød)} \\ \text{Kobber} \\ \text{Emalje} \\ \text{Glas} \\ \text{Beton (kontravægt)} \\ \text{Lamin. hård træpl.} \\ \text{Elforzinkning} \\ \text{KPS (emballage)} \\ \text{Polypropylen (emb.)} \\ \text{Bølgepap (emb.)} \\ \text{Vaskemiddel} \\ \text{Blødgøringsmiddel} \\ \text{Vand} \\ \text{Reservedele} \end{array} \right] * \left[ \begin{array}{l} \text{Tab, ej forny.} \\ \text{Tab, forny./ug} \\ \text{Tab, forny./tg} \end{array} \right]$$

Ved at summere de beregnede massetab kan de samlede massetab beregnes. Som prioriteringsgrundlag anvendes den samlede sum af "tab, ikke fornyeligt" og "tab, fornyeligt, utilstrækkelig genskabelse".

#### Datakilder

Datakilder for oplysninger om ressourcetab vil fortrinsvis være rapporter samt vurderinger foretaget af specialister i Miljøstyrelsen, andre videncentre og genanvendelsesbranchen (jfr. afsnit 3.3.1).

#### Særlige problemer

I overensstemmelse med det livscykluskoncept, der er givet i afsnit 3.2.1, er her antaget at genanvendelsesfasen regnes frem til porten til det anlæg, hvor den egentlige oparbejdning f.eks omsmelting af metaller eller produktion af nyt papir og pap finder sted. Dette betyder, at der som målestok for genanvendelsen kan anvendes de skøn, der normalt rapporteres om genanvendelseprocenter i Danmark. Det er selvfølgelig muligt også at medregne de tab der sker ved selve oparbejdningsprocessen (for jern er der tale om tab af størrelsen 7 %

/22/ og for papir ca. 10 % /5/ af den råvaremængde, der behandles), men indsatsen herved vil naturligt være noget større, da visse former for genanvendelsesaktiviteter (f.eks. genindvinding af zink fra røgstøv fra stålværker) ikke finder sted i Danmark og det formodentlig vil være nødvendigt at indhente oplysninger fra udlandet.

Ved vurdering af genanvendelsesprocenter kan normalt regnes med at dette er en materialebestemt konstant. Som eksempel kan der sandsynligvis regnes med en genanvendelsesprocent for rustfrit stål af størrelsen ca.90% næsten uanset, hvilket produkt der tales om. For enkelte produkter af rustfrit stål f.eks. armbåndsøre og kuglepenne vil genanvendelsesprocenten dog være væsentligt lavere og sandsynligvis tæt ved 0%. Det vil derfor være naturligt at definere en generel materialebestemt konstant og i forbindelse med vurderingen af sammensætningen af de enkelte varegrupper at tage stilling til om genanvendelsen af de materialer, der er anvendt i denne varegruppe afviger fra de generelle konstanter og hvilken værdi, der i givet fald skal regnes med.

For enkelte materialer f.eks. bly vil der være så store variationer i genanvendelsesmønsteret, at det kan være uforsvarligt at definere en generel materialebestemt konstant og genanvendelsesprocenten og tabet må dermed defineres fra varegruppe til varegruppe.

Vurderingen af fornyelighed og genskabelsestakt burde ikke volde store problemer. Umiddelbart kan alle vegetabiliske og animalske materialer betragtes som fornyelige, hvorimod mineralbaserede materialer betragtes som ikke-fornyelige. Typiske grænsetilfælde vil være materialer som kan fremstilles ud fra både vegetabiliske og mineralske ressourcer. Et eksempel på dette er terpentiner, hvor der skelnes mellem mineralsk og vegetabilisk terpentiner. Denne skelnen kan opretholdes, hvis det muligt ud fra de oplysninger der er til rådighed. I andre tilfælde vil det være naturligt at tage udgangspunkt i hvilken form for råvare der er dominerende.

Vedrørende genskabelse kan der umiddelbart regnes med at materialer, som er baseret på almindelige nordiske træarter såvel som typiske landbrugsprodukter genskabes i takt med udnyttelsen. Omvendt kan der f.eks. rejses tvivl om langsomtvoksende tropiske træarter såvel som fisk og andre havdyr genskabes i takt med udnyttelsen (fangsterne synes generelt at være for nedadgående, hvilket kan bero på overudnyttelse). Som eksempel på varer, som med sikkerhed ikke genskabes i takt med den nuværende/potentielle udnyttelse kan nævnes produkter fra truede dyrearter, herunder elfenben fra elefanter.

Et interessant grænsetilfælde er materialet drikkevand, hvor genanvendelsen normalt er marginal og som reelt er fornyeligt, men hvor det i hvert fald for dele af kongeriget Danmark kan diskuteres om de nuværende ressourcer genskabes i takt med forbruget. Det er her valgt at betragte drikkevand som et materiale på lige fod med andre materialer, men det kan overvejes at opgøre vandforbruget separat.

**5.2.4 Trin 4 - Mængder, sammensætning og energiforbrug.**

Som angivet i afsnit 5.1 omfatter energiforbruget her dels det materialerelaterede energiforbrug og dels det energiforbrug, der finder sted i forbrugsfasen. Hertil kommer at der tages hensyn til det energiindhold i materialerne, der kan nyttiggøres ved affaldsbortskaffelse.

Det materialerelaterede energiforbrug beregnes ud fra det samlede forbrug af materialer i industriproduktet, mens beregningen af energiindholdet i materialer er baseret på ressource tabel, dvs. tab af materialer, der sker gennem distributions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfaserne). Energiforbruget i forbrugsfasen er produktspecifikt og skal derfor opgøres separat.

Princippet kan udtrykkes ved følgende beregning:

$$(M_p + M_f)/2 * K_s * [S] * [E] + E_p$$

Hvor:

- $M_p$  = Den danske produktion af industriproduktet (tons/år)
- $M_f$  = Det danske forbrug af industriproduktet (tons/år)
- $K_s$  = En konstant, der korrigerer for forholdet mellem vægten af industriproduktet alene og vægten af industriproduktet samt emballage og driftsmidler.
- [S] = En søjlematrice, som beskriver industriproduktets sammensætning (alle tal i %/100).
- [E] = En matrice, som for hvert relevant materiale i industriproduktet angiver det materialerelaterede energiforbrug (EM) samt produktet af massetabet (Tab) for hvert materiale og materialernes energiindhold (EI) (begge tal i MJ/kg).
- $E_p$  = Det produktrelaterede energiforbrug opgjort i MJ.

Fastholdes eksemplet med vaskemaskiner, kan beregningen se ud som følger:

$$\frac{(M_p + M_f)}{2} * K_s * \left[ \begin{array}{l} \text{Konstruktionsstål} \\ \text{Rustfrit stål} \\ \text{Gummi} \\ \text{PVC-plast (hård)} \\ \text{PVC-plast (blød)} \\ \text{Kobber} \\ \text{Emalje} \\ \text{Glas} \\ \text{Beton (kontravægt)} \\ \text{Lamin. hård træpl.} \\ \text{Elforzinkning} \\ \text{EPS (emballage)} \\ \text{Polypropylen (emb.)} \\ \text{Bølgepap (emb.)} \\ \text{Vaskemiddel} \\ \text{Blødgøringsmiddel} \\ \text{Vand} \\ \text{Reserve dele} \end{array} \right] * \left[ \begin{array}{l} \text{EM} \\ \text{Tab} * \text{EI} \end{array} \right] + E_p$$

Der summeres over alle materialer, hvorved det totale materialerelaterede energiforbrug såvel som det totale energiindhold, der kan udnyttes beregnes. Det samlede energiforbrug opgøres herefter som forskellen mellem disse størrelser tillagt  $E_p$ , og bruges som prioriteringsgrundlag.

Datakilder

Datakilder for disse vurderinger af energi vil fortrinsvis være rapporter samt oplysninger fra videntcentre og producenter/leverandører. For enkelte materialer kan der være behov for specialundersøgelser.

Særlige problemer

Der kan bruges mange kræfter på en detaljeret vurdering af eksisterende data for det materialerelaterede energiforbrug bl.a på at kontrollere sammenlignelighed af data, teknologiniveau, produkternes forarbejdningsstade etc.. Hertil kommer, der løbende sker en udvikling af produktionsteknologien, hvilket betyder, at der for det samme materiale kan indhentes flere forskellige data.

Indtil nye og ajourførte dataoversigter fremkommer skal her anbefales at benytte de eksisterende oversigter med skyldig hensyn til effektivitetsforbedringer og forarbejdningsgrad som angivet i /12/. Det bemærkes, at der i disse oversigter er varierende praksis med hensyn til at medregne materialernes energiindhold i det materialerelaterede energiforbrug. Typisk er energiindholdet medregnet for plastmaterialer, men til tider ikke for træ, papir o.lign. Her skal anbefales, at energiindholdet altid medregnes for at sikre sammenlignelighed af resultaterne.

Ved beregningen af energiindhold i materialer, hvor dette energiindhold genvindes i affaldsbrændingsanlæg, biogasanlæg etc. er det i princippet nødvendigt at tage hensyn til, hvor stor en mængde af affaldet, der havner i sådanne anlæg samt anlæggenes virkningsgrad. Her er for nemheds skyld antaget, at alt tab havner i affaldsforbrændingsanlæg og at virkningsgraden af disse anlæg er ca. 90%. Denne antagelse er i overensstemmelse med den eksisterende strategi i Danmark om at dirigere brændbart affald til affaldsforbrændingsanlæg frem for til deponeringsanlæg.

Ved opgørelsen af det materialerelaterede energiforbrug for sekundære materialer vil kun blive medregnet materialernes naturlige energiindhold samt energiforbruget til oparbejdningsprocesser for de sekundære materialer.

Beregningen af energiforbruget i forbrugsfasen skal omfatte det samlede energiforbrug over industriproduktets levetid og vil kunne baseres på et skøn for det forventede antal driftstimer (eller anden enhed) i livsforløbet for produktet og energiforbrug pr. driftstime (eller anden enhed).

Princip

#### **5.2.5 Trin 5 - Mængder, sammensætning og miljøeffekter.**

Som angivet i afsnit 5.1 er vurderingen af miljøeffekter fokuseret på ethvert udslip af kemiske stoffer, der sker i løbet af industriproduktets livscyklus. Vurderingen forsøger at fange alle kemiske stoffer uanset om de er et materiale i sig selv, en del af et materiale, et hjælpestof eller et stof, der opstår som følge af produktions- og behandlingsprocesser. Vurderingen er baseret på stoffets blotte eksistens og ikke på de mængder, der faktisk genereres og slipper ud.

Da udslip af kemiske stoffer er knyttet hovedsageligt til produktionen, brugen eller bortskaffelsen af materialer betragtes miljøeffekten som en egenskab ved materialet. Her er valgt at tildele hvert materiale en

score på 1, 2 eller 3 afhængig af, om der i materialets livscyklus sker mindst et udslip af et stof, som kan beskrives som:

Kategori 1: Ikke skadelig for mennesker, andre organismer eller omgivelserne.

Kategori 2: Begrænset skadelig for mennesker, andre organismer eller omgivelserne.

Kategori 3: Omfattende skadelig for mennesker, andre organismer eller omgivelserne.

Princippet kan udtrykkes ved følgende beregning:

$$(M_p + M_f)/2 * K_s * [S] * [Me]$$

Hvor:

$M_p$  = Den danske produktion af industriproduktet (tons/år)

$M_f$  = Det danske forbrug af industriproduktet (tons/år)

$K_s$  = En konstant, der korrigerer for forholdet mellem vægten af industriproduktet alene og vægten af industriproduktet samt emballage og driftsmidler.

[S] = En søjlematrice, som beskriver industriproduktets sammensætning (alle tal i %/100).

[Me] = En matrice, som for hvert materiale i industriproduktet angiver scoren for miljøeffekt.

Fastholdes eksemplet med vaskemaskiner, vil beregningen se ud som følger:

$$\frac{(M_p + M_f)}{2} * K_s * \begin{array}{|l} \text{Konstruktionstål} \\ \text{Rustfrit stål} \\ \text{Gummi} \\ \text{PVC-plast (hård)} \\ \text{PVC-plast (blød)} \\ \text{Kobber} \\ \text{Emalje} \\ \text{Glas} \\ \text{Beton (kontravægt)} \\ \text{Lamin. hård træpl.} \\ \text{Elforzinkning} \\ \text{EPS (emballage)} \\ \text{Polypropylen (emb.)} \\ \text{Bølgepap (emb.)} \\ \text{Vaskemiddel} \\ \text{Blødgøringsmiddel} \\ \text{Vand} \\ \text{Reservedele} \end{array} * \begin{array}{|l} \text{Me} \end{array}$$

Der summeres over alle materialer, hvorved den totale materialerelaterede miljøeffekt beregnes. Denne størrelse bruges som prioriteringsgrundlag.

#### Datakilder

Denne vurdering kræver en overbliksviden om det samlede livsforløb for hvert materiale, herunder hvad der sker ved behandlingsprocesser for affald og spildevand. Hertil kommer behovet for at vide, hvordan stoffet/materialet opfører sig i uheldssituationer såsom brand. En sådan

viden vil kunne opnås via Ullmann /9/ eller Kirk-Othmer /10/ samt via rapporter (især materialstrømsanalyser) og oplysninger fra videncentre. Det gælder i princippet blot om at identificere de stoffer, som har den værste miljøeffekt. En sådan vurdering bør udføres eller i det mindste kontrolleres af en erfaren miljøexpert.

### Særlige problemer

Vurderingen forudsætter, at der er defineret klare kriterier for miljøeffekter. Sådanne kriterier kan f.eks. defineres som angivet i tabel 5.2 og tabel 5.3, der i vid udstrækning er baseret på Miljøministeriets bekendtgørelse om klassificering etc. af kemiske stoffer og produkter /32/.

Tabel 5.2 Sundhedseffekter

| Parameter   | 1   | 2   | 3  |
|---|---|---|--|
| Farebetegnelse, klassifikation 1):  | Ingen   | X <sub>n</sub>  | T og T <sub>x</sub>  |
| Akut giftighed<br>LD <sub>50</sub> , Oral mg/kg<br>LD <sub>50</sub> , dermal (hud) mg/kg<br>LC <sub>50</sub> , inhalation, mg/l (4 h) | LD <sub>50</sub> > 200<br>LD <sub>50</sub> > 200<br>LC <sub>50</sub> > 20 | 200 < LD <sub>50</sub> < 2000<br>400 < LD <sub>50</sub> < 2000<br>2 < LC <sub>50</sub> < 20 | LD <sub>50</sub> < 200<br>LD <sub>50</sub> < 400<br>LC <sub>50</sub> < 2 |
| Systemiske effekter, klassifikation 1):   |   | R 20/21/22 eller R 40   | R 23/24/25, R 26/27/28, R 39 eller R 48                                  |
| Mutagene effekter, klassifikation 1):   |   | R 40  | R 46   |
| Reproduktionstoksiske effekter, klassifikation 1):  |   |   | R 47   |
| Carcinogene effekter, klassifikation 1):  |   |   | R 45 eller R 49  |

### Noter:

1): Der henvises til Miljøministeriets liste over farlige stoffer /31/. Betydningen af klassifikationsbetegnelser er som følger.

- X<sub>n</sub> : Sundhedsskadelig
- T : Giftig
- T<sub>x</sub> : Meget giftig
- R 20/21/22: Farlig ved indånding/hudkontakt/indtagelse
- R 23/24/25: Giftig ved indånding/hudkontakt/indtagelse
- R 26/27/28: Meget giftig ved indånding/hudkontakt/indtagelse
- R 39 : Fare for varig skade på helbred
- R 40 : Mulighed for varig skade på helbred
- R 45 : Kan fremkalde kræft
- R 46 : Kan forårsage arvelige genetiske skader
- R 47 : Kan medføre fosterskader
- R 48 : Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning
- R 49 : Kan fremkalde kræft ved indånding.

Tabel 5.3 Effektvurdering på ydre miljø

| Parameter   | 1            | 2        | 3     |
|---|--------------|----------|-------|
| <b>Akut giftighed</b>   |              |          |       |
| <u>Jordmiljøet</u>  |              |          |       |
| LD <sub>50</sub> , oral, mg/kg  |              |          |       |
| - pattedyr  | >2000        | 200-2000 | <200  |
| - fugle   | >2000        | 200-2000 | <200  |
| Mikrobiel aktivitet, recovery time fra 90% hæmning (mdr.)                     | <1           | 1-3      | >3    |
| <u>Vandmiljøet</u>  |              |          |       |
| LC <sub>50</sub> , mg/l   |              |          |       |
| - fisk (96 h)   | >100         | 10-100   | <10   |
| - dafnie (48 h)   | >100         | 10-100   | <10   |
| IC <sub>50</sub> , mg/l   |              |          |       |
| - alger (72 h)  | >100         | 10-100   | <10   |
| Nedbrydning i vandmiljøet, OECD 28 dages test (% af oprindelig koncentration) | ≥ 70         | 70-≥ 50  | <50   |
| Ozon nedbrydning, ODP-værdier   | ingen effekt | <0,05    | >0,05 |
| Drivhus effekt, GWP-værdier   |              | >10      | >1000 |

Det bemærkes, at der i tabel 5.3 ikke er medtaget parametre, der har relation til forsurening (f.eks. SO<sub>2</sub>, HCl etc.) eller eutrofiering (f.eks. N, P etc.). Dette beror på, at disse miljøeffekter ikke er en egenskab ved stofferne i sig selv, men en konsekvens af de mængder, der spredes til miljøet. Det er vurderet som meningsløst at tildele en bestemt score blot ved forekomsten af f.eks. SO<sub>2</sub>, eftersom SO<sub>2</sub> emitteres ved alle forbrændingsprocesser, og der for alle materialer indgår forbrændingsprocesser i en eller flere faser i livscyklusforløbet (om ikke andet så ved transport).

Det bemærkes endvidere, at der i Miljøministeriets bekendtgørelse om klassifikation etc. af kemiske stoffer og produkter /32/, er defineret R-sætninger for miljøeffekter (R 50-59). Når alle stoffer er klassificeret og tildelt R-sætninger i henhold til reglerne i bekendtgørelsen, vil det være naturligt at lade denne klassifikation træde i stedet for de kriterier, der er angivet i tabel 5.3. Arbejdet med at klassificere stoffer efter miljøeffekter forventes at blive igangsat af EF i 1993 /34/.

Ved vurderingen af materialer, hvor naturligt miljøfarlige tungmetaller og persistente organiske forbindelser i små koncentrationer i kraft af at disse tungmetaller er vidtspredt i det omgivende miljø, er det rimeligt at indlægge nedre grænser under hvilke disse stoffer ikke medregnes, når materialets miljøeffekter opgøres. Uden sådanne grænser ville det det i princippet være nødvendigt at klassificere landbrugsjord som et miljøfarligt materiale. Her er valgt at anvende de grænseværdier, som i anden sammenhæng (særlig regulering, bekendtgørelse om affaldsprodukter, drikkevandskriterier etc.) er fastsat i Danmark for forskellige kemiske stoffer. I tilfælde af, at der er defineret flere grænseværdier for det samme stof anvendes den højeste.

I tilfælde af, at der er tale om materialer, der naturligt indeholder miljøfarlige følgestoffer i koncentrationer over de ovennævnte grænseværdier, således at rensning af materialet er nødvendigt (eksempel: zink-cadmium problematikken), vurderes materialet som dets følgestof, med mindre det vides med sikkerhed, at rensningen og bortskaffelsen af følgestoffet sker forsvarligt baseret på bedst mulige teknologi. Dette betyder i praksis, at jomfrueligt zink i denne sammenhæng i dag må vurderes som ligeså miljøfarligt som cadmium.

En tilsvarende vurderingssystematik kan anvendes for organiske forbindelser, der i kraft af produktionsprocesser etc. indeholder miljøfarlige organiske følgestoffer eller medfører udslip af sådanne stoffer undervejs i livscyklusforløbet.

#### 5.2.6 Trin 6 - Yderligere detaljering

Trin 1 til 5 som beskrevet i det foregående er som allerede nævnt i afsnit 5.1 langt fra nogen fuldstændig dækning af alle de former for miljøbelastninger, der forekommer i livsforløbet for industriprodukter.

Især miljøeffektvurderingen i trin 5 kan kritiseres for at være overfladisk, idet der ikke tages hensyn til størrelserne af de forskellige miljøpåvirkninger, samt persistens og spredning af de miljøgifte, der måtte blive spredt. Det kan også diskuteres, om betydningen af de forskellige miljøpåvirkninger vægtes rigtigt ved blot at gange scoren med materialemængderne. Til denne kritik kan kun svares, at der er tale om en prioriteringsindsats, ikke om en endegyldig vurdering og at nøjagtigheden af den foretagne vurdering selvfølgelig må afvejes i forhold til den arbejdsindsats, som anses for acceptabel.

I det følgende er skitseret og vurderet en række metoder, der kunne tænkes anvendt til at opnå en mere præcis vurdering af miljøbelastningen ved industriprodukter. Disse metoder fokuserer på miljøfarligheden af de emissioner, der sker i løbet af livscyklusforløbet.

For alle metoder gælder, at det vil være nødvendigt at udvikle et rimeligt detaljeret kendskab til den samlede livscyklus for hvert materiale, herunder basisråvarer, produktionsmetoder og størrelsen af emissioner for hver fase i livscyklusforløbet.

Her skal peges på følgende metoder:

- 1) Et scoringssystem, som tager hensyn til mængder, spredning og effekt af alle de emissioner, der sker i løbet af livscyklusforløbet (jfr. afsnit 4.1.5).
- 2) En blandet scoring/kvantificering af den type, som er foreslået i afsnit 4.1.4.
- 3) EMPA/BUWAL-metoden (jfr. afsnit 4.2.2).
- 4) Avancerede kvantificeringsmetoder

#### Metode 1: scoringssystem

Et scoringssystem baseret på mængder, spredning og effekt som beskrevet i afs. 4.1.5., må umiddelbart forventes at være den letteste af de muligheder, som der her er peget på.

Et sådant scoringssystem forudsætter en viden om størrelsesordenerne af de tab af råvarer, hjælpestoffer etc., der sker i livscyklusforløbet. Der behøver ikke at foreligge eksakte data om alle udslip, men der skal udvikles et overblik for livscyklusforløbet for hvert enkelt materiale, der er godt nok til, at størrelsesordenerne kan skønnes.

De effektkriterier, der benyttes kan være de samme som angivet under trin 5, mens kriterierne for mængder og spredning først skal udvikles og derfor ikke er beskrevet her. Sådanne kriterier kan dog udvikles med en meget beskednen indsats (max. 2 manduger).

Som beskrevet under trin 5 kan scoringen (der nu vil være et tal mellem 1 og 27) udnyttes som et prioriteringsgrundlag som følger:

- Alle emissioner i livscyklusforløbet for et materiale gives en scoring baseret på mængde, spredning og effekt.
- Disse scoringer adderes og divideres med det samlede antal emissioner. Herved opnås en gennemsnitsscore for hvert materiale, en materialespecifik scoring.
- Disse materialespecifikke scoringer ganges med mængden af hvert materiale som forbruges med industriproduktet og summeres. Herved opnås et miljøfarlighedstal for alle industriprodukter, som kan anvendes som prioriteringsgrundlag på linie med ressourcetabet (jfr. trin 3) og energiforbruget (jf. trin 4).

Den nødvendige arbejdsindsats til at gennemføre denne procedure skal her anslås til ca. 2 manduger pr. materiale (som gennemsnit), forudsat at vurderingen gennemføres af en erfaren miljøekspert, der har adgang til alle relevante internationale databaser om produktionsforhold etc.

Metoden kan kritiseres, især på spørgsmålet om betydningen af de forskellige miljøpåvirkninger vægtes rigtigt ved at gange de respektive scorer for mængder, spredning og effekter og ved at gange den samlede score med materiale-mængderne. Hertil kommer problemerne med

i hvilket omfang, udledninger kan/skal opdeles i enkeltstoffer. Det må forudses, at de valg der træffes i denne forbindelse vil have afgørende indflydelse på resultaterne. Endelig kan metoden kritiseres for, at resultaterne kan være svære at gennemskue, især for personer som ikke har deltaget i arbejdet.

#### Metode 2: Blandet scoring/ kvantificering

Denne metode svarer som nævnt til den metode, der er skitseret i afs. 4.1.4. Denne metode er på samme tid både mere og mindre kontant end metode 1. Mere kontant i og med den kvantificerer påvirkninger som knytter sig til drivhuseffekten, ozonlaget, forsuring og eutroficer-  
ring. Mindre kontant i og med, den for øvrige påvirkninger kun tager højde for spredning og effekter og således ikke tager hensyn til størrelserne af de forskellige udslip.

Det største problem ved metoden er dog hvordan de forskellige forhold sammenfattes til en enkelt karakter, hvilket er nødvendigt, hvis metoden skal være operationel indenfor rammerne af et prioriterings-system.

Dette problem kan selvfølgelig løses, f.eks. som følger:

- For alle de emissioner, hvor der givet en scoring, adderes scorene og divideres med antal emissioner. Herved fremkommer en gennemsnitsscore mellem 1 og 3.
- Produktet af denne gennemsnitsscore og emissionstallene for forsuring, eutroficer-  
ing samt drivhuseffekt, ozonlagspåvirkning og affaldsmængder udregnes. Herved opnås et materialespecifikt miljøbelastningstal som kan bruges til at beregne et produktspecifikt miljøbelastningstal der så bruges som prioriteringsgrundlag ligesom ved metode 1.

Denne beregningsprocedure kan selvfølgelig modificeres på forskellig vis. F.eks. kunne emissionstallene for forsuring, eutroficer-  
ing etc. sættes i forhold til den samlede emission i Danmark, inden de ganges sammen.

Uanset den præcise metode, er der ligesom ved metode 1 tale om, at metoden bliver svær at gennemskue for udenforstående samt om at de valg der træffes påvirker resultaterne. Et valg mellem metode 1 og 2 må derfor nøgternt set betegnes som et spørgsmål om smag og behag. Det skal dog vurderes, at arbejdsindsatsen ved metode 2 vil være lidt større end ved metode 1, dels pga. af behovet for præcis kvantificering af nogle parametre, dels fordi der for de øvrige parametre skal indsamles flere specifikke oplysninger og fortages flere beregninger end ved metode 1. Den nødvendige arbejdsindsats skal her groft anslås til 2-3 uger pr. materiale (som gennemsnit).

#### Metode 3: kritiske voluminer

Denne metode bygger på de ideer, som er udviklet af institutionerne EMPA/BUWAL i Schweiz (jf. afs.4.2.2). Metoden kræver en præcis viden om alle emissioner pr. kg råmateriale i løbet af livscyklusforløbet og stiller derfor større krav til dataindsamling end metode 1 og 2.

Metoden forudsætter herudover, at der er defineret grænseværdier for emission til luft og vand for alle relevante stoffer, idet metoden går ud på at beregne de mængder af luft og vand, der er nødvendige til at fortynde emissionerne med, for at grænseværdierne for hver enkelt udledning kan overholdes. Ved til slut at addere disse mængder af luft/vand, kan det såkaldte kritiske volumen af vand henholdsvis luft beregnes for hvert materiale. Herudover opgøres affaldsmængderne pr. kg materiale. Disse volumener/mængder sættes så i relation til den samlede luftmængde over Danmark, den samlede spildevandsmængde henholdsvis affaldsmængde i Danmark, hvorved der opnås tre koefficienter, der så kan ganges sammen (eller adderes) til et samlet miljøbelastningstal pr. materiale. Dette materialespecifikke miljøbelastningstal kan igen ganges med mængderne af hvert materiale i industriproduktet, hvorved der opnås et miljøbelastningstal for produktet, der kan bruges som prioriteringsgrundlag ligesom ved metode 1 og 2.

På grund af de større krav til data samt arbejdet med at udvælge og bedømme grænseværdier, vil arbejdsindsatsen være større end for både metode 1 og 2. Her skal anslås en nødvendig indsats af størrelsen ca. 1 måned pr. materiale.

Metoden har til gengæld den store fordel, at princippet bag metoden er lettere at gennemskue og forstå. Metoden bygger på grænseværdier (danske såvel som udenlandske) der i sig selv er et resultat af en sundhedsmæssig/miljømæssig/økonomisk afvejningsproces. Hertil kommer, at konsekvenserne af de valg, der kan/skal træffes (grænseværdierne) er tydelige, også for udenforstående. Af disse årsager må metoden vurderes som den bedste af de her præsenterede metoder.

Metoden kan dog kritiseres for ikke at omfatte alle relevante miljøproblemer, herunder påvirkning af jordmiljøet, samt de arealødelæggelser, der er en følge af råmaterialeudvinding og industriel produktion.

#### Metode 4: avancerede kvantificeringsmetoder

Både i Danmark og internationalt foregår et arbejde med at udvikle mere avancerede kvantificeringsmetoder. Bannerfører i den danske indsats er UMIP-projektet, mens Leiden Universitetet i Holland er en af de institutioner, der er langt fremme internationalt set. Princippet bag disse metoder synes at være, at alle miljøpåvirkninger gennem livscyklusforløbet for et materiale skal opgøres, klassificeres og adderes med henblik på at nå frem til et samlet miljøbelastningstal. Ved klassificeringen kan f.eks skelnes mellem følgende effekttyper /29/:

- Globale effekter: Drivhuseffekt (CO<sub>2</sub>-ækvivalenter)  
Ozonlagseffekt (CFC-11 ækvivalenter)
- Regionale effekter: Forsuring (H<sup>+</sup>-ækvivalenter)  
Eutroficerings (N og P ækvivalenter)  
Kronisk økotoksicitet (ØTOX<sub>k</sub>-ækvivalenter)  
Fotokemisk ozondannelse (POCP)
- Lokale effekter: Human toksicitet (HTOX-ækvivalenter)  
Akut økotoksicitet (ØTOX<sub>a</sub>-ækvivalenter)  
Arealødelæggelser (m<sup>2</sup>)

Ved klassificeringen af miljøpåvirkningerne foretages en omregning til effektækvivalenter, som angivet i parentes. Brugen og definitionen af sådanne effektækvivalenter er velkendt, når det drejer sig om drivhus-effekt, ozonlagseffekt og forsurening. For andre parametre er stadig behov for et udviklingsarbejde. Der ligger også et arbejde i at fastlægge de referencer, der skal anvendes for de forskellige effekter, for at bedømme om de enkelte effektækvivalenter er udtryk for en stor/lille effekt. Det bemærkes, at der i /29/ er foreslået, at referencen for globale effekter kan være den globale gennemsnitsemmission pr. person, mens der for regionale og lokale effekter kan anvendes den nationale gennemsnitsemmission pr. person.

Hertil kommer problemet med hvordan de forskellige effekter kan vægtes til en og kun en karakter, der kan udtrykke den samlede miljøbelastning. Som påpeget i /29/ forudsætter dette en form for videnskabelig/politisk afvejning af de forskellige miljøeffekter.

Der skal ikke her forsøges at give et bud på en metode, da udviklingsarbejde foregår og der i alle tilfælde er behov for betydelig arbejdsindsats før en metode baseret på disse ideer kan benyttes. Den nødvendige arbejdsindsats må anses for at være betydeligt større end krævet for både metode 1, 2 og 3.

#### Vurdering

Med alle de fire metoder, som er beskrevet i dette afsnit, vil der kunne opnås et væsentligt forbedret estimat for industriprodukters miljøbelastning igennem deres livscyklusforløb og dermed et væsentligt bedre grundlag for at prioritere industriprodukter. Ressourceindsatsen til at opnå denne forbedring vil dog ligeledes være væsentlig. Påregnet at der skelnes mellem 100 - 200 materialer, er der med metode 1 behov for en ekstra ressourceindsats af størrelsen 45 - 90 mandmåneder. For metode 3 vil ressourceindsatsen stort set være det dobbelte.

Der er ingen tvivl om, at de resultater, der opnås ved en sådan indsats, vil være af stor værdi i mange sammenhænge. Nøgternt set er der tale om, at der herved udvikles officielle miljøprofiler for alle væsentlige materialer i industriprodukter. Set i lyset af den betydelige indsats, der kan forventes afholdt (af private virksomheder såvel som offentlige myndigheder) i de kommende år til vurdering af materialers miljøforhold og udvikling af mere miljøvenlige industriprodukter, er det bestemt tænkeligt, at det også samfundsøkonomisk set kan være fordelagtigt at udvikle sådanne officielle miljøprofiler.

Set i lyset af formålet med denne opgave, som er at udvikle et prioriteringssystem for industriprodukter, er det imidlertid et godt spørgsmål om udvikling af sådanne miljøprofiler ikke er at skyde over målet? Er den ekstra nøjagtighed i vurderingerne, som opnås, den ekstra ressourceindsats værd? Her er valgt ikke at tage stilling til disse spørgsmål, men i stedet at betragte de metoder, der er beskrevet i det afsnit, som valgmuligheder, der kan bringes i anvendelse, såfremt der lægges vægt på at opnå det bedst mulige prioriteringsgrundlag.

## 6. Afprøvning af metodeforslag

### 6.1 Aktiviteter og forudsætninger

I dette kapitel er foretaget en afprøvning og vurdering af de metodertrin, som er foreslået i kapitel 5. Afprøvningen tjener det dobbelte formål, dels at vise hvilke beregninger og vurderinger, der i praksis skal foretages, og dels at afklare nytteværdien af de enkelte trin.

Afprøvningen er af praktiske årsager indskrænket til kun at omfatte trin 1 - 5. Praktiske årsager betyder her, at den arbejdsindsats, der ville være nødvendig for at gennemføre en eller flere af de metoder, der er skitseret under trin 6, er så stor, at en afprøvning af disse trin ikke kan gennemføres inden for projektets rammer.

Afprøvningen har omfattet følgende aktiviteter:

A. Der er udvalgt en række varegrupper, som dækker bredt set både med hensyn til materialer og med hensyn til kompleksitet. Andre kriterier ved udvælgelsen har været, at det skulle være muligt relativt let at gennemskue sammensætningen, samt at antallet af forskellige materialer skulle være begrænset. De udvalgte varegrupper er som følger:

1. Spigre, søm, stifter o.lign. af jern og stål.
2. Aviser og tidsskrifter.
3. Biler til personbefordring - benzindrevne.
4. Bordservice og køkkenudstyr af plast til engangsbrug.
5. Poser og sække af polyethylen.
6. Varer af glasuld.

Udvælgelsen af disse varegrupper har i sig selv været en proces. Også andre varegrupper har være overvejet, men skilt fra af forskellige årsager. F.eks. skal nævnes at:

- varegruppen køleskabe og frysere blev skildt fra pga. at data om sammensætningen af kompressoren ikke var lettilgængelige,
- varegruppen betonblandemaskiner blev skilt fra pga. at data om sammensætningen af elektromotoren ikke var lettilgængelige,
- varegruppen bordservice og køkkenudstyr af plast til flergangsbrug blev skildt fra pga. at denne varegruppe omfattede

et stort antal forskellige plasttyper, som ikke indgik i de andre varegrupper.

Disse valg er et udtryk for de startproblemer, der vil være forbundet med en metode som denne.

- B. For hver af de udvalgte varegrupper er der indhentet data om produktion og forbrug i Danmark (via Danmarks Statistik's publikationer) og data om materialesammensætningen for de produkter, der er omfattet af varegruppen (via rapporter, producentoplysninger og skøn). Disse oplysninger er sammenfattet i annex 1.
- C. For hvert af de materialer, der er identificeret i annex 1 og som indgår i en af varegrupperne i en mængde på over 1%, er indhentet skønnet data om genanvendelse og tab, energibrug og energiindhold samt miljøeffekter i overensstemmelse med de principper, der er angivet i kapitel 5. Disse oplysninger er sammenfattet i annex 2.
- D. Udfra oplysningerne i annex 1 og 2 er gennemført en prioritering af de udvalgte varegrupper og foretaget en vurdering af resultatet og proceduren. Denne prioritering og vurdering er angivet i det følgende afsnit 6.2.
- E. Endelig er foretaget en vurdering af den arbejdsindsats, der vil være nødvendig for at gennemføre metoden for alle varegrupper, og dermed alle industriprodukter, der omsættes i Danmark. Denne vurdering bygger på de erfaringer, der er indhentet ved afprøvningen og er angivet i det følgende afsnit 6.3.

## 6.2 Resultater og vurdering

### 6.2.1 Resultater

Resultaterne af vurderingerne for hver varegruppe er samlet i skemaerne 6.1 - 6.6, mens den samlede prioritering af varegrupperne fremgår af tabel 6.1.

I det følgende skal først gives en forklaring til felterne i skema 6.1 -6.6:

Produktion m.m.

Felterne "Produktion i DK", "Forbrug i DK" og "Korrektionsfaktor" er udfyldt med oplysninger, som direkte kan hentes fra annex 1 for hver varegruppe. Udtrykket "korrektionsfaktor" er defineret i afsnit 5.2.2.

Udfra disse oplysninger beregnes udtrykket  $(M_p + M_f)/2 * K_s$ .

Feltet "Energiforbrug - forbrugsfase" er ligeledes udfyldt med oplysninger, der kan hentes direkte fra annex 1, såfremt der er et energiforbrug i forbrugsfasen. Hvis der ikke er angivet nogen oplysninger i annex 1, skal energiforbruget i forbrugsfasen regnes som nul.

|               |  |
|---------------|--|
| Sammensætning | Under overskriften "Sammensætning" er dels angivet de "Materialer", som indgår i varegruppen og dels angivet den gennemsnitlige andel af disse materialer i "%". Disse oplysninger kan også hentes direkte fra annex 1.  |
| Mængde        | Under "Mængde" er beregnet den faktiske andel af hvert materiale i tons. Beregningen sker ved at gange udtrykket $(M_p + M_f)/2 * K_s$ med "%". Som eksempel er "mængden" af stål i varegruppe 1 beregnet som: $11510 \text{ tons} * 0,96 = 11050 \text{ tons}$ .  |
| Tab           | Overskriften "Tab" dækker tabsprocenten ved indsamlingen af brugte materialer i Danmark. Denne tabsprocent er opgivet for hvert materiale i annex 2, enten direkte eller indirekte i kraft af at genanvendelsesprocenten er angivet. I det sidste tilfælde er $\text{Tab} = 100 - \text{Genanvendelse}$ . I annex 2 kan være angivet flere forskellige tabsprocenter. For materialet "papir og pap" er således angivet procenter både for papir/generelt, for avispapir og for pap. I så tilfælde er valgt den, der passer bedst til materialet. Det kan også være, at "Tab" er angivet ved et interval. I så tilfælde er valgt middelværdien af intervallet. Endelig kan det være, at det i annex 1 er vurderet, at netop for denne varegruppe må regnes med et tab, der afviger markant fra det normale tab for dette materiale. F.eks. er det for varegruppe 1 vurderet, at tabet af stål vil være ca. 95% i modsætning til de normale 10%. |
| Tabsmængde    | "Tabsmængden" beregnes ved at gange "Mængde" med "Tab". F.eks er "tabsmængden" af stål i varegruppe 1 beregnet som: $11050 \text{ tons} * 0,95 = 10500 \text{ tons}$ . Resultatet angives i en af tre kolonner mærket "I-F", "F/UG" og "F/TG", som står for:<br><br>I-F: Ikke-fornyeligt<br>F/UG: Fornyeligt/utilstrækkelig genskabelse<br>F/TG: Fornyeligt/tilstrækkelig genskabelse<br><br>I annex 2 er for hvert materiale angivet om materialet betragtes som ikke-fornyeligt etc. Denne angivelse bruges til at placere resultatet i den rigtige kolonne.<br><br>Herefter summeres de tabsmængder, der er markeret som "I-F" og "F/UG".   |
| Energiforbrug | Overskriften "Materialerelateret energiforbrug" dækker over kolonnerne "Enhed" og "Forbrug". I kolonnen mærket "Enhed" angives det materialerelaterede energiforbrug som angivet for hvert materiale i annex 2. Det bemærkes, at dette forbrug kan være forskelligt for primære og sekundære materialer og afhængigt af, om materialet er højt forarbejdet eller ej. I princippet må for hvert produkt foretages en vurdering af hvilken værdi, der er relevant for hvert materiale. Herefter beregnes "forbruget" ved at gange "Mængde" med "Enhed". F.eks. er "forbruget" for stål i varegruppe 1 beregnet som: $11050 \text{ tons} * 25 \text{ GJ/ton} = 276250 \text{ GJ}$ . Endelig summeres energiforbrugene for alle materialer.  |
| Energiindhold | Overskriften "Energiindhold" refererer til det energiindhold i materialerne som kan genvindes ved forbrænding. Beregningen er som angivet  |

ovenfor under energiforbrug. "Enhed" for energiindholdet kan ligeledes hentes fra annex 2 for hvert materiale (hvis der ikke er angivet nogen værdi i annex 2, vil værdien være nul). En forskel er, at denne enhed nu ganges med "Tabsmængden". F.eks. er "indholdet" for stål i varegruppe 1 beregnet som:  $10500 \text{ tons} * 0 \text{ GJ/ton} = 0 \text{ GJ}$ . Endelig summeres energiindholdene for alle materialer.

#### Miljøeffekt

Overskriften "Miljøeffekt" dækker over kolonnerne "Score" og "Effekt-mængde". I kolonnen mærket "Score" angives den score for miljøeffekt, som er angivet for hvert materiale i annex 2. Det bemærkes at denne score kan være forskellig for primære og sekundære materialer. I princippet må for hver industriprodukt vurderes, hvilken værdi der er relevant for hvert materiale. Herefter beregnes "effekt-mængden" ved at gange "Mængde" med "Score". F.eks. er "effekt-mængden" for stål i varegruppe 1 beregnet som:  $11050 * 3 = 33150$ . Endelig summeres effekt-mængderne for alle materialer.

#### Prioriterings-parametre

Endelig beregnes de tre prioriteringsparametre:

- Ressourcetab (summen af tab, I-F og tab, F/UG).
- Energiforbrug (summen af materialerelateret energiforbrug og energiforbrug, forbrugsfase fratrukket energiindhold).
- Miljøeffekter (er beregnet).

#### Resultater

Resultatet af prioriteringen fremgår som nævnt af tabel 6.1. Her er dels angivet den score og den relative placering for hver varegruppe for hver af de tre prioriteringsparametre, dels den samlede placering beregnet som den gennemsnitlige placering. Endvidere er angivet placeringen som den havde set ud, hvis der kun blev taget udgangspunkt i ressourcetab og energiforbrug eller i mængder alene.

#### 6.2.2 Vurdering

Den vurdering af resultaterne, som er givet i det følgende tager udgangspunkt i følgende tre spørgsmål:

- a) Er resultaterne pålidelige - og hvad er betydningen af de valg og antagelser, der er gjort i processen?
- b) Hvad er nytteværdien af de enkelte trin?
- c) Hvad er værdien af de informationer, der i praksis opnås set i forhold til behovet for at udvikle en prioriteringsmetode?

#### Resultaternes pålidelighed

For at starte med spørgsmål a), er det oplagt, at der i løbet af selve metodeudviklings- og beregningsprocessen er foretaget en række valg der på forskellig vis påvirker de resultater, der fremgår af tabel 6.1. Her tænkes ikke på de overordnede valg med at fokusere på ressourcetab, energiforbrug og miljøeffekter, men kun på de kontante praktiske valg i løbet af processen såsom:

- at beregningerne bygger på middeltallet af forbrugs- og produktionsmængderne,

Skema: 6.1

Varegruppe nr. 1

Varegruppenavn: Spiger, søm, stifter o.lign. af jern og stål

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 14.695 tons  
 Forbrug i DK ( $M_f$ ) : 7.655 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1.03  
 ( $M_p + M_f/2$ ) +  $K_s$  : 11.510 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase : 0 GJ

| Sammensætning |     | Mængde | Tab | Tabsmængde (tons) |      |      | Materialereel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|---------------|-----|--------|-----|-------------------|------|------|------------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer    | %   | (tons) | %   | I-F               | F/UG | F/TG | Enhed GJ/tons                | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Stål          | 96  | 11.050 | 95  | 10.500            |      |      | 25                           | 276.300    | 0             | 0          | 3           | 33.150        |
| Forzinkning   | 1   | 115    | 100 | 115               |      |      | 124                          | 14.300     | 0             | 0          | 3           | 345           |
| Pap           | 1,5 | 173    | 40  |                   |      | 69   | 33                           | 5.700      | 16            | 1.100      | 1           | 173           |
| Træ (nåletræ) | 1   | 115    | 100 |                   |      | 115  | 24                           | 2.800      | 17            | 2.000      | 1           | 115           |
| Andet         | < 1 | < 115  |     |                   |      |      |                              |            |               |            |             |               |
|               |     |        |     | 10.600            | 0    |      |                              | 299.100    |               | 3.100      |             | 33.783        |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/utilstrækkelig genskabelse) : 10.600 tons  
 Sum materialereel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 296.000 GJ  
 Sum miljøeffekter : 33.800

Skema: 6.2

Varegruppe nr. 2

Varegruppenavn: Aviser og tidsskrifter

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 112.300 tons  
 Forbrug i DK ( $M_F$ ) : 112.300 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1  
 ( $M_p + M_F/2$ ) +  $K_s$  : 112.300 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase : 0 GJ

| Sammensætning |      | Mængde  | Tab | Tabsmængde (tons) |      |        | Materialerel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|---------------|------|---------|-----|-------------------|------|--------|-----------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer    | %    | (tons)  | %   | I-F               | F/UG | F/TG   | Enhed GJ/tons               | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Papir         | 98,5 | 110.615 | 52  |                   |      | 57.520 | 43                          | 4.756.400  | 16            | 920.300    | 1           | 110.615       |
| Trykfarve     | 1,5  | 1.685   | 100 | 1.685             |      |        | 16                          | 27.000     | 8             | 13.500     | 3           | 5.055         |
| Andet         | < 1  | < 1.120 |     |                   |      |        |                             |            |               |            |             |               |
|               |      |         |     | 1.685             |      |        |                             | 4.783.400  |               | 933.800    |             | 115.660       |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/utilstrækkelig genskabelse) : 1.700 tons  
 Sum materialerel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 3.849.600 GJ  
 Sum miljøeffekter : 115.700

Skema: 6.3

Varegruppe nr. 3

Varegruppenavn: Automobile til personbefordring med forbrændingsmotor

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 392 tons  
 Forbrug i DK ( $M_F$ ) : 80.703 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1.36  
 ( $M_p + M_F/2$ ) +  $K_s$  : 55.145 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase :  $58,8 \cdot 10^6$  GJ

| Sammensætning           |     | Mængde | Tab | Tabsmængde (tons) |      |      | Materialerel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|-------------------------|-----|--------|-----|-------------------|------|------|-----------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer              | %   | (tons) | %   | I-F               | F/UG | F/TG | Enhed GJ/tons               | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Stål                    | 44  | 26.264 | 10  | 5.514             |      |      | 25                          | 656.600    | 0             |            | 3           | 78.792        |
| Støbejern               | 8   | 4.412  | 10  | 441               |      |      | 25                          | 110.300    | 0             |            | 3           | 13.236        |
| Aluminium               | 3   | 1.654  | 5   | 83                |      |      | 190                         | 314.300    | 28            | 2.300      | 3           | 4.962         |
| Kobber                  | 1   | 551    | 5   | 28                |      |      | 73                          | 40.200     | 0             |            | 3           | 1.653         |
| Glas (lamineret/hærdet) | 2,5 | 1.379  | 100 | 1.379             |      |      | 19                          | 26.200     | 0             |            | 3           | 4.137         |
| Polypropylen            | 3,5 | 1.930  | 100 | 1.930             |      |      | 83                          | 160.200    | 40            | 77.200     | 3           | 5.790         |
| PVC                     | 3   | 1.654  | 100 | 1.654             |      |      | 61                          | 100.900    | 0             |            | 3           | 4.962         |
| Polyurethan             | 3   | 1.654  | 100 | 1.654             |      |      | 68                          | 112.500    | 27,1          | 44.700     | 3           | 4.962         |
| Gummi (SBR)             | 18  | 9.926  | 60  | 5.956             |      |      | 65                          | 645.200    | 33            | 196.500    | 3           | 29.778        |
| Motorolie               | 5   | 2.757  | 100 | 2.757             |      |      | 44                          | 121.300    | 43            | 118.600    | 3           | 8.271         |
| Andre metaller          | 1   | 551    |     |                   |      |      |                             |            |               |            |             |               |
| Diverse kemikalier      | 3   | 1.654  |     |                   |      |      |                             |            |               |            |             |               |
| Andre materialer        | 5   | 2.757  |     |                   |      |      |                             |            |               |            |             |               |
|                         |     |        |     | 21.396            |      |      |                             | 2.287.700  |               | 439.300    |             | 156.500       |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/utilstrækkelig genskabelse) : 21.396 tons  
 Sum materialerel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 60.600.600 GJ  
 Sum miljøeffekter : 156.500

Skema: 6.4

Varegruppe nr. 4

Varegruppenavn: Bordservice og køkkenudstyr af plast til engangsbrug

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 3.165 tons  
 Forbrug i DK ( $M_f$ ) : 3.837 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1.06  
 ( $M_p + M_f/2$ ) +  $K_s$  : 3.711 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase : 0 GJ

| Sammensætning    |    | Mængde | Tab | Tabsmængde (tons) |      |      | Materialerel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|------------------|----|--------|-----|-------------------|------|------|-----------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer       | %  | (tons) | %   | I-F               | F/UG | F/TG | Enhed GJ/tons               | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Polystyren       | 84 | 3.117  | 100 | 3.117             |      |      | 88                          | 274.300    | 36            | 112.200    | 3           | 9.351         |
| PVC              | 9  | 334    | 100 | 334               |      |      | 61                          | 20.400     | 0             | 0          | 3           | 1.002         |
| Pap              | 6  | 223    | 40  |                   |      | 90   | 33                          | 7.400      | 16            | 1.400      | 1           | 223           |
| Polyethylenfolie | 1  | 37     | 70  | 26                |      |      | 82                          | 3.000      | 39            | 1.000      | 3           | 111           |
|                  |    |        |     | 3.477             |      |      |                             | 305.100    |               | 114.600    |             | 10.687        |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/tilstrækkelig genskabelse) : 3.500 tons  
 Sum materialerel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 190.500 GJ  
 Sum miljøeffekter : 10.700

Skema: 6.5

Varegruppe nr. 5

Varegruppenavn: Poser og sække af polyethylen

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 61.787 tons  
 Forbrug i DK ( $M_F$ ) : 48.707 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1,02  
 ( $M_p + M_F/2$ ) +  $K_s$  : 56.352 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase : 0 GJ

| Sammensætning |     | Mængde | Tab | Tabsmængde (tons) |      |      | Materialerel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|---------------|-----|--------|-----|-------------------|------|------|-----------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer    | %   | (tons) | %   | I-F               | F/UG | F/TG | Enhed GJ/tons               | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Polyethylen   | 98  | 55.225 | 70  | 38.660            |      |      | 82                          | 4.528.500  | 39            | 1.507.700  | 3           | 165.680       |
| Pap           | 1,5 | 845    | 40  |                   |      | 338  | 33                          | 27.900     | 16            | 5.400      | 1           | 845           |
| Andet         | < 1 | < 563  |     |                   |      |      |                             |            |               |            |             |               |
|               |     |        |     | 38.660            |      |      |                             | 4.556.400  |               | 1.513.100  |             | 166.530       |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/utilstrækkelig genskabelse) : 38.700 tons  
 Sum materialerel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 3.043.300 GJ  
 Sum miljøeffekter : 166.500

Skema: 6.6

Varegruppe nr. 6

Varegruppenavn: Varer af glasuld

Produktion i DK ( $M_p$ ) : 65.000 tons  
 Forbrug i DK ( $M_f$ ) : 58.477 tons  
 Korrektionsfaktor ( $K_s$ ) : 1  
 ( $M_p + M_f/2$ ) +  $K_s$  : 61.740 tons  
 Energiforbrug i forbrugsfase : 0 GJ

| Sammensætning    |     | Mængde | Tab | Tabsmængde (tons) |      |      | Materialerel. Energiforbrug |            | Energiindhold |            | Miljøeffekt |               |
|------------------|-----|--------|-----|-------------------|------|------|-----------------------------|------------|---------------|------------|-------------|---------------|
| Materialer       | %   | (tons) | %   | I-F               | F/UG | F/TG | Enhed GJ/tons               | Forbrug GJ | Enhed GJ/tons | Indhold GJ | Score       | Effekt mængde |
| Glasuld          | 97  | 59.890 | 100 | 59.890            |      |      | 19                          | 1.137.900  | 0             | 0          | 3           | 179.670       |
| Polyethylenfolie | 1,5 | 926    | 70  | 560               |      |      | 82                          | 75.900     | 39            | 21.800     | 3           | 2.780         |
| Andet            | 1,5 | 926    |     |                   |      |      |                             |            |               |            |             |               |
|                  |     |        |     | 60.540            |      |      |                             | 1.213.800  |               | 21.800     |             | 182.450       |

Prioriteringsparametre:

Sum tab (ikke-fornyeligt + fornyeligt/tilstrækkelig genskabelse) : 60.500 tons  
 Sum materialerel. energiforbrug + energifor. forbrugsfase - energiindhold: 1.192.000 GJ  
 Sum miljøeffekter : 182.500

Tabel 6.1 - Prioritering af varegrupper

| Varegruppe |                  | Ressourcetab |           | Energiforbrug |           | Miljøeffekt |           | Samlet        | Mængder *2) |           |
|------------|------------------|--------------|-----------|---------------|-----------|-------------|-----------|---------------|-------------|-----------|
| Nr.        | Navn             | Score tons   | Placering | Score GJ      | Placering | Score       | Placering | placering *1) | Tons        | Placering |
| 1          | Spiger, søm etc. | 10.600       | 4         | 296.000       | 5         | 33.800      | 5         | 5 (5)         | 11.510      | 5         |
| 2          | Aviser etc.      | 1.700        | 6         | 3.849.600     | 2         | 115.660     | 4         | 4 (4)         | 112.300     | 1         |
| 3          | Biler            | 21.396       | 3         | 60.600.600    | 1         | 156.500     | 3         | 2-3 (1)       | 55.145      | 4         |
| 4          | Bordservice etc. | 3.500        | 5         | 190.500       | 6         | 10.687      | 6         | 6 (6)         | 3.711       | 6         |
| 5          | Poser, søk/PE    | 38.700       | 2         | 3.043.300     | 3         | 166.530     | 2         | 2-3 (2-3)     | 56.352      | 3         |
| 6          | Glasuld          | 60.500       | 1         | 1.192.000     | 4         | 182.450     | 1         | 1 (2-3)       | 61.740      | 2         |

- Noter:
- \*1) Den samlede placering er beregnet som gennemsnittet af de placeringer, der er angivet for varegruppen med hensyn til ressourcetab, energiforbrug og miljøeffekt. Tal i parentes angiver den placering, der ville være opnået, hvis der alene var taget udgangspunkt i ressourcetabet og energiforbruget.
  - \*2) Mængder og placering efter mængder er angivet for sammenligning.

- at der kun medregnes de materialer, som indgår i industriproduktet i større mængde end 1%

Hertil kommer naturligt spørgsmålet om betydningen af de usikkerheder, der er knyttet til skøn for tab og energiforbrug.

At lade beregningerne bygge på middeltallet af forbrugs- og produktionsmængderne er et valg, hvis rigtighed er diskutabel. Det kunne være lige så rigtigt at bruge forbrugsmængden alene. Blandt de varegrupper, som her er vurderet, har valget alene betydning for varegruppe 3 (biler). Hvis beregningen byggede på forbrugsmængden fremfor på middeltallet af forbrug og produktion ville bilerne hvad angår ressourcetab komme op på en 2'den plads, og hvad angår miljøeffekter op på en 1'ste plads og i det samlede spil ligeledes op på en 1'ste plads. Herudover vil der ikke ske ændringer i rækkefølgen.

Konsekvensen af, at der kun medregnes de materialer, der indgår i varegrupperne i en mængde større end 1 procent, er ligeledes begrænset. For de varegrupper, der er udvalgt her, har dette kun betydning for varegruppe 3 (biler), idet ca. 8% af denne varegruppe omfatter materialer, som hver for sig optræder i så små mængder, at de ikke medregnes. Ved at sammenligne skema 6.3 og tabel 6.1 kan ses, at dette valg får betydning for scoren og dermed placeringen, hvad angår "miljøeffekter", men ikke for placeringen i henhold til "ressourcetab" og "energiforbrug". Hvis de 8 % havde været medregnet ville biler for "miljøeffekter" have opnået en andenplads og i det samlede spil en delt 1'steplads.

Hvad angår usikkerheder på diverse skøn for tabsprocenter og energiforbrug for materialer kan betydningen heraf belyses ved at antage at alle tal angivet i tabel 6.1 for ressourcetab og energiforbrug er behæftet med en usikkerhed på 20 %. Det ses let ud fra tabel 6.1, at en sådan usikkerhed ikke får nogen betydning for placeringen med hensyn til ressourcetab, mens der for energiforbrug kan være tale om at enkelte varegrupper indbyrdes bytter plads.

Konklusionen er, at de valg, der er truffet såvel som usikkerheder på tab og energiforbrug, selvfølgelig vil påvirke den indbyrdes placering af varegrupperne, men kun i mindre udstrækning. Billedet vil aldrig vende helt rundt. Det er selvfølgelig klart, at hvis der er tale om ca. 1500 varegrupper, i stedet for som her kun 6 varegrupper, kan de enkelte varegruppe sagtens opnå en placering, der kan være måske 200 pladser væk fra den "rigtige plads". En sådan "nøjagtighed" må imidlertid anses for fuldt tilfredsstillende inden for rammerne af et prioriteringssystem.

Vedrørende emballage skal bemærkes, at for de varegrupper, der her er vurderet, har emballagens betydning for det samlede resultat været marginal. Dette vil dog ikke altid være tilfældet. Som eksempler på varer, hvor emballagen sandsynligvis har væsentlig betydning skal nævnes legetøj, glas, ure, elektronik, laboratoriestyr m.m.. Da der i praksis ligger en væsentlig arbejdsindsats i at kortlægge emballagens andel af det samlede produkt skal her anbefales, at der kun bruges

kræfter på emballagen, når denne vurderes at have væsentlig betydning.

Nytteværdien af de enkelte trin

Som angivet i afs. 5.1 er det ikke givet, at et prioriteringssystem skal omfatte alle de 5 trin, som der er medtaget her. Det er også muligt, at disse 5 trin er for lidt. Dette handler ultimativt om at afveje præcision mod arbejdsindsats. Her er med udgangspunkt i de erfaringer, der er indhentet ved afprøvningen foretaget en vurdering af nytteværdien af de forskellige metodetrin.

Trin 1

En prioritering kunne selvfølgelig baseres på mængder alene, dvs. trin 1 alene. Dette prioriteringsgrundlag er ikke så dårligt endda, eftersom mængderne er en vigtig parameter og de forskelle, der er på produktionen/forbruget af forskellige varer, ofte er større end forskellene på materialernes energiindhold og tabsprocenter etc.. Som det fremgår af tabel 6.1 kan prioriteringsrækkefølgen dog blive vendt helt rundt ved at bruge mængder alene. Et eksempel er aviser, som efter mængder alene ville blive prioriteret på en 1'ste plads, men som målt ved ressourceprioriteres på en 6'te plads, af den årsag, at aviser fremstilles ud fra en fornyelig ressource, der genskabes i takt med forbruget. Varegruppen biler er et andet eksempel. Baseret på mængder alene prioriteres biler på en 4'de plads. Efter energiforbrug prioriteres biler dog på en 1'ste plads, primært på grund af det store energiforbrug i forbrugsfasen. Af denne årsag kan det ikke anbefales at bruge mængder alene som prioriteringsgrundlag, med mindre der samtidig etableres en kontrol, der kan fange oplagte urimeligheder. Som det fremgår af afs. 6.3, vil der imidlertid være en meget stor besparelse i arbejdsindsats ved at basere prioriteringen på mængder alene.

Trin 2 - 4

Som angivet i afs. 6.3 vil trin 2 (kortlægning af sammensætningen af industriprodukter kræve en relativ stor arbejdsindsats, mens indsatsen med at estimere ressourceprioritering (trin 3) og energiforbrug (trin 4) i sammenligning hermed er beskeden. Trin 2, 3 og 4 skal derfor her kommenteres sammen.

Både ressourceprioritering og energiforbrug er parametre med et veldefineret fysisk indhold, og er derfor lette at forstå. Som det tydeligt fremgår af tabel 6.1, supplerer de hinanden fremfor at overlappende. Hertil kommer, at i hvert fald parameteren energiforbrug også rummer en betydelig information om miljøeffekter, idet energiforbruget kan betragtes som en målestok for bidraget til forurening såvel som drivhuseffekten.

Trin 5

Det kan derimod diskuteres hvilken nytteværdi, der er forbundet med beregningen af miljøeffekter. Med de kriterier, der her er defineret for miljøeffekter vil de fleste (måske alle) mineral- og oliebase materialer blive tildelt en score på 3, mens en score på 1 eller 2 tilsyneladende kun bliver tildelt fornyelige og sekundære materialer (jfr. annex 2).

I praksis afspejler dette, at der for mineral- og oliebase materialer altid (næsten?) vil optræde miljøfarlige stoffer et eller flere steder i livscyklusforløbet og ofte i råmaterialefasen. Som eksempel skal fremhæves, at der her ikke er fundet grund til at skelne mellem forskellige plastmaterialer, siden disse alle er baseret på råolie og der i forbindelse

med udvinding og distribution af råolie kan ske omfattende påvirkning af miljøet (dec. 92: tankskib på grund ved Nordspanien; jan. 93: tankskib på grund ved Shetlandsørene; jan. 93: tankskibskollision i Malacastrædet). Herved afviger denne vurdering fra andre vurderinger af plastmaterialer (f.eks. PVC-projektet /14/), hvor plasttyper som polyethylen og polypropylen betragtes som mere miljøvenlige end f.eks. PVC. I PVC-projektet er netop set bort fra råmaterialefasen.

Teoretisk har den vurderingsmetode, der anvendes her, den fordel, at det skulle være muligt at skelne mellem primære og sekundære materiale. F.eks. er primært polyethylen/polypropylen tildelt en score på 3 ud fra miljøeffekter i råmaterialefasen. Sekundært polyethylen/polypropylen er imidlertid tildelt en score på 1, da miljøeffekterne ved råolieudvinding og distribution alene har betydning for vurderingen af det primære materiale (råmaterialet for sekundært PE/PP er det brugte plast som samles ind til genanvendelse). Denne skelnen er rigtig, da industriprodukter baseret på sekundære materialer således vurderes som miljømæssigt bedre end produkter baseret på primære materialer.

Denne skelnen kommer dog næppe til at slå igennem ved miljøeffektvurderingen, som den foretages her. Det er der to gode årsager til. Den første årsag er, at det ved bestemmelse af sammensætningen af industriprodukter normalt ikke er muligt med sikkerhed at fastslå, om de anvendte materialer er sekundære eller primære. Selvfølgelig kan der ved vurderingen af materialer undersøges hvilke typer af produkter, der typisk er baseret på primære henholdsvis sekundære materialer. Dette vil dog dels indebære en større indsats, og dels næppe ændre resultatet af vurderingen, eftersom det i mangel af sikker viden vil være god praksis at vurdere konservativt, dvs. regne med primære materialer i stedet for sekundære.

Den anden årsag er brugen af additiver, herunder pigmenter. For plastmaterialer mm. er der tale om at additiver anvendt i primære materialer også vil være til stede i sekundære materialer som en slags "naturlige" følgestoffer. Hvis disse additiver har en miljøeffekt, der er større end for materialet i sig selv (eksempel: blychromatpigmenter i PE-plast) bør effektvurderingen tage udgangspunkt i additiverne fremfor i materialet, med mindre det vides med sikkerhed, at koncentrationen er mindre end fastlagte grænseværdier. I praksis er der således tale om, at med mindre der indhentes oplysninger om koncentrationen af additiver i sekundære materialer i de enkelte industriprodukter, vil det være god praksis at regne konservativt, dvs. give materialet en score, der svarer til scoren for additivet.

Af disse årsager vil en miljøeffektvurdering, som den foretages her tendere til at tildele alle materialer scoren 3, på nær (måske) fornyelige materialer baseret på vegetabiliske råmaterialer o.lign. Og også for de fornyelige materialer lurer usikkerheden. Kan man være sikker på, at der ikke anvendes miljøfarlige pesticider eller konserveringsmidler undervejs? Ved kakaofremstilling i tropiske lande anvendes f.eks. ofte methylenbromid (påvirker ozonlaget) som svampedræbende middel /30/. For at drage den yderste konsekvens af diskussionen om miljøproblemerne ved udvinding og distribution af råolie kan også siges, at alle industriprodukter i princippet er miljøfarlige, eftersom transport er

nødvendig for alle varer og transport altid (el-drevne transportmidler undtaget) er baseret på brugen af brændstof, som stammer fra råolie.

Konklusionen er, at nytteværdien af en ren miljøeffektvurdering er meget beskedent. Den information der opnås, nemlig at fornyelige materialer typisk har en mindre miljøeffekt end ikke-fornyelige materialer, er i praksis også dækket ved vurderingen af ressourcetabet, idet det store flertal af fornyelige materialer vil blive genskabt i takt med udnyttelsen og således ikke blive talt med, når ressourcetabet opgøres.

Denne konklusion kan diskuteres udfra det argument, at princippet bag en miljøeffektvurdering er godt nok, men at de aktuelle kriterier er forkerte. Hertil skal svares, at dette kan være rigtigt, men at styrken bag de valgte kriterier netop er, at de refererer til officielle retningslinier for, hvornår kemiske stoffer og materialer anses for farlige overfor miljøet eller mennesker. Andre kriterier kan selvfølgelig vælges, men i så tilfælde bliver der tale om kriterier, der ikke kan påberåbe sig almen accept.

Den afgørende svaghed ved en ren miljøeffektvurdering er selvfølgelig, at der ikke tages hensyn til de mængder af miljøfarlige stoffer, der spredes og deres videre skæbne i miljøet herunder nedbrydning. Skal sådanne forhold inddrages vil det være nødvendigt at bruge en af de metoder, der er skitseret under trin 6 i afs. 5.2.6., hvilket desværre vil indebære, at den nødvendige arbejdsindsats til at gennemføre prioriteringen forøges væsentligt. Alternativt kan vælges at gennemføre en prioritering udelukkende baseret på ressourcetab og energiforbrug dvs. trin 1 - 4.

#### Informationsværdi

Udfra overvejelserne i det foregående kan vurderes, at der i princippet er et valg mellem tre forskellige niveauer af indsats for en prioriteringsmetode:

- Niveau 1: Mængdeberegning alene, dvs. trin 1.
- Niveau 2: Ressourcetab og energiforbrug, dvs. trin 1 - 4.
- Niveau 3: Hele vejen rundt, dvs. trin 1 - 4 + trin 6.

I det følgende er foretaget en vurdering af hvor godt disse niveauer kan tilvejebringe de informationer, der ønskes dækket via et prioriteringssystem, og på hvilke punkter, der vil være mangler.

Som nævnt i indledningen skal prioriteringsmetoden kunne bruges til at udpege de typer af industriprodukter, som i særlig grad belaster miljøet. I praksis vil industriprodukter belaste miljøet på mange forskellige måder som beskrevet i afs. 3.2.2. Det er dog ingen steder defineret, hvad der skal forstås ved at belaste miljøet i særlig grad.

Her er i stedet opstillet følgende liste over typiske miljøproblemer, der på den ene eller den anden måde er knyttet til industriprodukter (listen er ikke prioriteret):

- Forbrug og tab af naturlige ressourcer herunder drikkevand.
- Energiforbrug
- Påvirkning af ozonlaget

- Drivhuseffekten
- Forsuring
- Eutrofiering
- Fotokemisk ozondannelse
- Spredning af tungmetaller og persistente organiske stoffer
- Andre påvirkninger af lokal karakter (støv, støj, kræftfremkaldede stoffer etc.)

Den vurdering, der foretages i det følgende vil således fokusere på, hvor godt disse miljøproblemer er dækket ind ved de tre niveauer.

#### Niveau 1

En ren mængdeberegning vil som tidligere nævnt fungere som en målestok for de egentlige miljøproblemer. Målestokken vil være upræcis og der vil være behov for at korrigere urimeligheder. Målestoksfunktionen er bedst i forhold til miljøproblemer, som er knyttet snævert til mængden af materialer, dvs. energiforbruget og forbrug og tab af naturlige ressourcer. Vandforbrug er dog på ingen måder dækket. Andre miljøpåvirkninger vil heller ikke være dækket. Erfarne miljøspecialister kan kommentere listen og udpege varegrupper, hvor der må forventes at være problemer. Dette vil dog være en repetition af eksisterende viden, ikke en udvikling af ny viden.

#### Niveau 2

En beregning af ressourcetabet og energiforbruget for samtlige varegrupper er i sig selv udvikling af ny viden, der kan bruges som håndfaste argumenter for at igangsætte udvikling på visse områder. Allerede de få beregninger, der er gennemført i denne rapport viser efter forfatterens mening, at der kan være grund til at overveje at forbedre genanvendelsen af plast, eftersom det reelle energiforbrug er betydeligt. Beregningerne viser også, at for bilers vedkommende skal der først og fremmest sættes ind på at mindske benzinforbruget ved driften.

Energiforbruget tjener herudover som målestok for drivhuseffekten og forsuringen. Vandforbruget i forbrugsfasen vil være dækket. Derimod vil andre miljøpåvirkninger ikke være dækket. Som for niveau 1 kan erfarne miljøspecialister kommentere listen og udpege varegrupper, hvor der må forventes at være problemer. Ligesom ved niveau 1 kan herved udpeges produktgrupper, hvor der anvendes tungmetaller eller stoffer som påvirker ozonlaget udpeges. Grundlaget for at gøre dette vil dog være væsentligt bedre end for niveau 1 i kraft af, at der nu foreligger en beskrivelse af varegruppens sammensætning og de materialer, som indgår. Denne indsats kan derfor ikke karakteriseres som ren repetition af eksisterende viden.

Det skal understreges, at de miljøproblemer, som herved dækkes dårligt eller slet ikke, først og fremmest er problemer forbundet med produktionsfasen. Set i lyset af, at miljøindsatsen i Danmark hidtil har været rettet fortrinsvis mod produktionsfasen (den del som finder i Danmark), og der derfor allerede findes en betydelig viden om bl.a. vandforbrug og emissioner fra danske virksomheder, anses dette ikke for uacceptabelt.

#### Niveau 3

På dette niveau kan alle miljøproblemer dækkes ind, helt afhængig hvilken indsats der investeres. I princippet svarer dette niveau til, at der udvikles egentlige miljøprofiler for forskellige materialer. Sådanne

miljøprofiler vil oplagt være af stor værdi i mange sammenhænge, bl.a. i forbindelse med overvejelser om udvikling af miljøvenlige industriprodukter. Imidlertid vil den nødvendige indsats til at gøre dette være så stor, at indsatsen næppe kan retfærdiggøres alene ud fra et prioriteringsbehov.

### 6.3 Arbejdsindsats - samlet vurdering

I dette afsnit er foretaget en vurdering af den nødvendige arbejdsindsats ved at gennemføre en prioritering af industriprodukter baseret på de niveauer, som er angivet i det forgående. Selvom denne vurdering i videst muligt omfang bygger på de erfaringer, der er indhentet via den afprøvning af trin 1 - 5, som der er redegjort for i afsnit 6.1 og 6.2, vil vurderingen af den nødvendige arbejdsindsats alligevel være behæftet med betydelig usikkerhed, af den simple årsag, at det er umuligt at forudse alle de problemer, der kan opstå. Det er selvfølgelig også tænkeligt, at det på nogle punkter vil vise sig væsentligt lettere end antaget at gennemføre processen.

Vurderingen er sammenfattet i tabel 6.2. I denne tabel er for de forskellige trin og metoder angivet indsatsen pr. enhed (dvs. pr. varegruppe eller pr. materiale), den totale indsats for det enkelte trin samt den akkumulerede indsats. Ved beregningen af den totale indsats for de forskellige niveauer er benyttet følgende forudsætninger:

- Antallet af industriprodukter (beregnet som varegrupper) som omfattes af prioriteringen er af størrelsen 1201 - 1883 (jfr. annex 3). Hvis prioriteringen kun bygger på mængder, vil det mest praktiske være at benytte den eksisterende varegruppeopdeling (dvs. nationalregnskabs opdeling) som omfatter ca. 1719 varegrupper.
- Vurdering af sammensætningen vil være "svært" for ca. 50% af disse varegrupper og "let" for ca. 25%. De resterende 25% bedømmes som "middelt" (jfr. annex 3). Arbejdsindsatsen afhænger herudover af hvilket detaljeringniveau, der er nødvendigt.

En vurdering, der sigter mod at bestemme resourcetab og energiforbrug (dvs. niveau 2) anslås at kræve et tidsforbrug incl. rapportering på 1-2 timer for "lette" varegrupper, 2-4 timer for "middelt" varegrupper og 4-8 timer for "svære" varegrupper, svarende til i gennemsnit ca. 4 timer pr. varegruppe. Her er regnet med at der emballage kun medregnes, når denne har en reel betydning, samt at materialer, der hver sig kun udgør en beskedent mængde (< 2%) kan slås sammen i samlegupper såsom "andet plast", "andre metaller" etc.. Det skal dog forsat angives hvilke materialer, det drejer sig om.

En vurdering, der sigter mod at bestemme miljøpåvirkninger mere bredt (dvs. niveau 3) anslås at kræve en indsats, der er ca. 50% større end for niveau 2, dvs. ca. 6 timer pr. varegruppe.

- Antallet af forskellige materialer, som indgår i industriprodukter påregnes at være af størrelsen 100 - 200. Der vil formodentlig være

grund til at skelne mellem flere materialer, hvis der vælges at opgøre miljøpåvirkninger (dvs. niveau 3, hvor trin 6 medtages) end hvis der kun vælges at opgøre ressourcetab og energiforbrug (dvs. niveau 2, der kun går op til trin 3 og 4). Det er dog ikke muligt på dette stade at vurdere mere præcist, hvor mange materialer, der bør skelnes mellem ved disse niveauer.

Det understreges, at vurderingen af indsatsen til at fremskaffe mængdedata udelukkende bygger på forfatterens egen vurdering, idet dette spørgsmål ikke har været diskuteret med Danmarks Statistik. Det må påregnes, at der ved niveau 1 (mængdedata alene) kan benyttes den nuværende varegruppeopdeling (nationalregnskabet), mens det ved niveau 2 og 3 vil være hensigtsmæssigt at ændre denne opdeling i et vist omfang (jfr. annex 3), for at kunne gennemskue sammensætningen af de enkelte varegrupper. Dette betyder, at der ved niveau 2 og 3 må påregnes en indsats til at gå varegrupperne igennem og lave en hensigtsmæssig opdeling. Dette arbejde udføres dog mest hensigtsmæssigt samtidig med kortlægningen af sammensætningen, eftersom en vis viden om sammensætningen er en nødvendighed for at lave den rette opdeling. Herefter står Danmarks Statistik overfor den opgave, at skulle uddrage mængdeoplysninger fra deres database, svarende til den varegruppeopdeling, som er valgt. Indsatsen fra Danmarks Statistik vil naturligvis være en del større ved niveau 2 og 3 end ved niveau 1. Denne indsats kan ikke umiddelbart forudses og er derfor ikke medregnet i tabel 6.2. Den indsats, der er angivet i tabel 6.2 for mængdedata, dækker kun den indsats, som direkte går til at kontrollere data og hjælpe med at skønne data, hvor oplysninger ikke er umiddelbart tilgængelige.

Det forventes, at en prioriteringsliste svarende til niveau 1 vil kunne leveres direkte fra Danmarks Statistik.

For niveau 2 kan beregningerne ligeledes nemt foretages med EDB, men mængdedataene udgør her kun en mindre del af det samlede datagrundlag. Det er ikke her forsøgt at tage stilling til, hvordan beregningerne i praksis kan udføres og hvilken EDB-indsats (programmering etc.) der vil være nødvendig. Den indsats, der er angivet her for databehandling og vurdering, dækker kun indsatsen til kontrol af data og vurdering af resultaterne.

For niveau 3 vil beregningerne stige i kompleksitet fra metode 1 (scoringssystem) til metode 4 (avancerede kvantificeringssystemer). Med metode 1 vil beregningerne være lidt mere indviklede end for niveau 2. Som for niveau 2 gælder, at den indsats, der er angivet for databehandling og vurdering, kun dækker indsatsen til kontrol af data og vurdering af resultaterne.

Det skal understreges, at disse skøn for arbejdsindsats er meget grove og alene har til formål at angive størrelsesordenen af den nødvendige indsats.

Tabel 6.2 Overblik over skønnet nødvendig arbejdsindsats for relevante estimeringsmetoder.

| Aktivitet  | Arbejdsindsats pr. enhed   | Total arbejdsindsats for aktiviteter på dette niveau<br>Mandmåneder   |
|--|--|---|
| <b>Niveau 1:</b><br>- Tilrettelæggelse<br>- Mængdedata<br>- Vurdering<br>Indsats ialt  |  | ½<br>1-2<br>1<br><hr/> 2,5-3,5  |
| <b>Niveau 2:</b><br>- Tilrettelæggelse<br>- Trin 1: Mængdedata<br>- Trin 2: Sammensætning<br>- Trin 3: Ressourcetab<br>- Trin 4: Energiforbrug<br>- Databehandling og vurdering<br>Indsats ialt  | 4 timer pr. industriprodukt<br>2 timer pr. materiale<br>2 timer pr. materiale  | 1<br>2 - 3<br>29 - 46<br>1 - 2,5<br>1 - 2,5<br>6<br><hr/> 40 - 61   |
| <b>Niveau 3:</b><br>- Tilrettelæggelse<br>- Trin 1: Mængdedata<br>- Trin 2: Sammensætning<br>- Trin 3: Ressourcetab<br>- Trin 4: Energiforbrug<br>- Trin 6:<br>Metode 1: Scoringssystem<br>Metode 2: Blandet scoring/<br>kvantificering<br>Metode 3: Kritiske voluminer<br>Metode 4: Avancerede kvantificerings-<br>metoder<br>- Databehandling og vurdering<br>Indsats ialt | 6 timer pr. industriprodukt<br>2 timer pr. materiale<br>2 timer pr. materiale<br>10 dage pr. materiale<br>10 - 15 dage pr. materiale<br>1 måned pr. materiale<br>Større end for metode 3 | 1<br>2 - 3<br>44 - 69<br>1 - 2,5<br>1 - 2,5<br>45 - 90<br>el. 45 - 135<br>el. 100 - 200<br>el. ?<br>6 - 12<br><hr/> 100 - ? |

# Referencer

- /1/ Personlig oplysning: Eivind Vesselbo, Danmarks Statistik, Juni 1992.
- /2/ Input-output tabeller og analyser 1988. Danmarks Statistik, København 1992.
- /3/ Handlingsplan for renere teknologi, 1993-1997. Miljøministeriet, juni 1992.
- /4/ Jensen, Allan Herstedt *et al*: Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer - Metode til livscyklusvurdering. Institut for Produktudvikling i samarbejde med Institut for Økologi og Miljølære og Institut for Arbejdsmiljø, Danmarks Tekniske Højskole. Miljøprojekt nr. 204. Miljøstyrelsen, København 1992.
- /5/ Bølgepap og miljøet. Bølgepapindustriens Brancheforening. København 1992.
- /6/ Produkters livscyklusomkostninger. Metodebeskrivelse og manual. COWIconsult og Institut for Produktudvikling for Miljøstyrelsen. Lyngby, September 1992.
- /7/ Fava, J.A *et al*: A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Report of a Workshop at Smugglers Notch, Vermont, USA organized by SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), August 1990. SETAC Foundation, Washington, January 1991.
- /8/ Pedersen, Bo; Chistiansen, Kim: A Meta-review on Produkt Life Cycle Assessment. Included in: Product Life Cycle Assessment - Principles and Methodology, Nord 1992:9, Nordic Council of Ministers, Copenhagen 1992.
- /9/ Ullmann's Encyclopaedia of Industrial Chemistry, 5. Edition. VCH Verlag, Weinheim, Germany, 1987.
- /10/ Kirk-Othmer: Encyclopaedia of Chemical Technology - Third Edition. John Wiley and Sons Inc., New York. (opdateres løbende).
- /11/ Lübkert, Barbara *et al*: Life-cycle Analysis. IDEA - an International Database for Ecoprofile Analysis. A Tool for Decision Makers. WP-91-30, IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis), Laxenburg, Austria, 1992.
- /12/ Gydesen, A *et al*: Renere teknologi på energiområdet. Miljøprojekt nr. 138. Miljøstyrelsen, København 1990

- /13/ Kristensen, Preben et al: Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand. Miljøprojekt nr. 188. Miljøstyrelsen, København, 1992.
- /14/ Christiansen, Kim et al: Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer. Teknologisk Institut for Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 131, Miljøstyrelsen 1990.
- /15/ Pommer, Kirsten et al: Miljømæssig vurdering af mælkeemballage. Teknologisk Institut for Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 168, Miljøstyrelsen 1991.
- /16/ Hansen, Erik: Eksisterende Kemikalier. Vurdering af mulighederne for at estimere forbrugs- og emissionsdata ud fra Produktregisteret. Cowiconsult for Miljøstyrelsen, København 1987.
- /17/ Seedorff, Lisbet: Forbrugs- og emissionsdata estimeret ud fra produktregisterets data. Pilotprojekt om fotokemikalier. COWiconsult for Miljøstyrelsen, København 1990
- /18/ Miljøregnskab. Miljørelationer og -prioritering samt oplæg til spildanalyser. COWiconsult for Glasuld A/S og Vejle Amt. Århus, 1992.
- /19/ Beskrivelse af miljøhensyn i udbudsmaterialet ved DSB's indkøb af nye S-tog. Bilagsrapport, Del 1, 2 og 3. COWiconsult for DSB. Lyngby, maj 1992
- /20/ Det genanvendte hus - renere teknologi. Metodebeskrivelse for vurdering af ressource- og miljøforhold af byggelementer. COWiconsult for Miljøstyrelsen, Lyngby 1992 (Udkast).
- /21/ Oekobilanzen von packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz nr. 24. Bundesamt für Umweltschutz (BUS), Bern, 1984.
- /22/ Habersatter, K: Oekobilanz von packstoffen stand 1990. Schriftenreihe Umwelt nr. 132. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 1991.
- /23/ Tillman, Anne-Marie et al: Miljön och förpackningarna - Livscykelanalyser för förpackningsmaterial - beräkning av miljöbelastning. Statens offentlige utredningar 1991:77, Allmänna Förlaget, Stockholm 1991.
- /24/ Ryding, Sven-Olof; Steen, Bengt: EPS-systemet - Ett PC-anpassat system för att utveckla och tillämpa miljöprioriteringar vid produktutveckling - från vaggan til graven. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning. Göteborg 1991.
- /25/ Christiansen, Kim: Miljøvurdering af produkter. Arbejdsnotat, april 1991. Tværfagligt Center, DTH. Lyngby 1991

- /26/ Livscyklusanalyser - historie, status og udviklingstendenser. Arbejdsnotat udarbejdet under Livscyklusomkostningsprojektet for Miljøstyrelsen af COWIconsult/Instituttet for Produktudvikling. Lyngby, maj 1992.
- /27/ Ahbe, S et al: Methodik für Oekobilanzen aus der basis ökologischer Optimierung. Schriftenreihe Umwelt nr. 133. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 1990.
- /28/ ISAG-Informationssystem for Affald og Genanvendelse. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2 1991. Miljøstyrelsen, København 1991.
- /29/ Christensen, Henrik Wenzel: Livscyklusvurdering. Dokument UMIP F2. 1/6-92-1. UMIP Programmet. Instituttet for Produktudvikling, DTH, Lyngby 1992.
- /30/ Personlig oplysning: Hr. Charles Asare, Environment Protection Council, Government of Ghana. Copenhagen, November 1992
- /31/ Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 589 af 8. august 1991. Miljøministeriet, København 1991.
- /32/ Bekendtgørelse om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 586 af 8. august 1991. Miljøministeriet, København 1991.
- /33/ Personlig oplysning: Jacob Brønnum, Miljøstyrelsen, København, marts 1993.
- /34/ Personlig oplysning: Jay Niemelä, Miljøstyrelsen, København, februar 1993.

