

Miljøprojekt nr. 204

1992

Miljø- og arbejds miljøvurdering af materialer

Miljøprojekt

- Nr. 62: Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63: Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64: Kosmetik - bivirkninger
- Nr. 65: Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66: Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67: Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68: Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69: Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70: Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71: Kviksølv i havneslam
- Nr. 72: Organic solvents
- Nr. 73: Arealanvendelse og geologi - nitrat i grundvand
- Nr. 74: Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75: Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76: Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77: Kviksølv i jord
- Nr. 78: Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79: Leptospirabakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80: Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81: Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82: QSAR og toksikologi - en ny strategi i kemikalievurdering
- Nr. 83: Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84: Alternativ lossepladsteknologi - en litteraturgennemgang
- Nr. 85: Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86: Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87: Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
- Nr. 88: Emballage til mælk og juice
- Nr. 89: Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90: Nikkelafgivelse fra metallegeringer
- Nr. 91: Algetoksicitetstest
- Nr. 92: CFC-forbrugsmønstre i Danmark
- Nr. 93: Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94: Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95: Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96: Svovlbrintdannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97: Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98: Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99: Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100: Hazard assessment of 1,1,1-trichloroethane
- Nr. 101: Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102: Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103: Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104: Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105: Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106: Haloner - forbrugsmønstre i Danmark
- Nr. 107: Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108: Madaffald fra storkøkkener - organisation af indsamling og oparbejdning
- Nr. 109: Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110: Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111: Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112: Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113: Storskrald og haveaffald
- Nr. 114: Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115: Vandmiljøplanens overvågningsprogram
- Nr. 116: Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
- Nr. 117: Dioxinmission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118: Klorilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119: Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120: Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121: Forurenede industrigrunde
- Nr. 122: Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
- Nr. 123: Risikovurdering af forurenede grunde
- Nr. 124: Vedligeholdelse af køle-smøremidler
- Nr. 125: Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
- Nr. 126: Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
- Nr. 127: Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 128: Nedsivning fra byggeaffald
- Nr. 129: Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
- Nr. 130: Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
- Nr. 131: Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
- Nr. 132: PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m. v.
- Nr. 133: PVC i byggeri og anlæg
- Nr. 134: PVC i emballage
- Nr. 135: Hjemmekompostering
- Nr. 136: Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
- Nr. 137: Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138: Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139: Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140: Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141: Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142: Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143: Katodisk elektrodyppemaling
- Nr. 144: Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145: Genanvendelse af nedknust tegl
- Nr. 146: Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding i
- Nr. 147: Blåserensningsmetoder

Miljøprojekt nr. 204

1992

Miljø- og arbejds miljøvurdering af materialer

Metode til livscyklusvurdering

Allan Herrstedt Jensen,
Ulrik Winge,
Ole Broberg,
Danmarks Tekniske Højskole

Indhold

	Forord	5
	Resumé	6
	English Summery	7
1	Indledning	9
1.1	Udgangspunkt for materialevurderingen	9
1.2	Livscyklusbegrebet	10
1.3	Implementering af livscykluskonstruktion	13
2	Projektets fremgangsmåde	16
3	Materialevurdering	19
3.1	Farlighed for miljø	19
3.2	Farlighed for arbejdsmiljø	21
3.3	Sundhed for brugeren	23
4	Livscyklus	24
4.1	Forudsætninger	24
4.2	Specifikation	25
4.3	Procedure	26
4.4	Afgrænsning	30
4.5	Datakilder	30
5	Miljøvurdering	32
5.1	Identifikation af miljøfarlige stoffer	33
5.2	Vurdering	38
5.3	Specifik vurdering	57
6	Arbejdsmiljøvurdering	59
6.1	Arbejdsmiljøfarlige stoffer	61
6.2	Arbejdsmiljøprofil	66
6.3	Vurdering og forholdsregler	70
7	Energi- og ressourcevurdering	72
7.1	Energivurdering	72
7.2	Forbrug af råstoffer/råmaterialer	86
8	Case: Vurdering og valg af komponent	89
8.1	Livscyklusbeskrivelser	90
8.2	Miljøvurdering	105

8.3	Arbejdsmiljøvurdering	121
8.4	Energivurdering	132
8.5	Sammenligning og valg	141
9	Metodeopsamling og konklusioner fra case	143
9.1	Livscyklusbeskrivelser	143
9.2	Miljøvurdering	144
9.3	Arbejdsmiljøvurdering	145
9.4	Energivurdering	146
9.5	Følsomhed og detaljeringsniveau	147
10	Dialogen mellem konstruktør og specialist	148
11	Livscyklusomkostninger	151
	Referenceliste	155
	Registreringsblad	160

Forord

Nærværende projekt, finansieret af Miljøstyrelsen og Danmarks Tekniske Højskole, omhandler udvikling af en metode, anvendelig for forskere, produktudviklere og konstruktører, til vurdering af miljø-, arbejdsmiljø- og ressourcemæssige forhold i forbindelse med materiale valg.

Projektet har haft til formål at udvikle en systematisk metode til at gennemføre vurderinger af materialer i *hele deres livscyklus*. Det har været en grundliggende idé i projektet, at den udviklede metode skal tage udgangspunkt i forsknings- og udviklingsarbejdet. Det vil sige, at metoden og værktøjerne skal understøtte forskere og udviklingsfolk i at integrere hensyn til miljø og arbejdsmiljø allerede i design- og udviklingsfasen. Rapporten redegør for metodeudviklingen med udgangspunkt i fire materialegrupper.

Projektgruppen har bestået af Allan Herrstedt Jensen, Institutet for Produktudvikling (IPU) DTH, Ulrik Winge, Laboratoriet for Økologi og Miljølære (LØM), DTH og Ole Broberg, Institut for Arbejdsmiljø (IA), DTH. Denne gruppe har under ledelse af professor Leo Alting, IPU (projektleder) og professor Finn Bro-Rasmussen, LØM stået for den praktiske gennemførelse af projektet. Endvidere har konstruktør, civilingeniør Johan Gregersen, IPU bidraget med synspunkter og kommentarer til projektet.

På henholdsvis miljø- og arbejdsmiljøområdet har Vandkvalitetsinstituttet (VKI) og Arbejdsmiljøinstituttet (AMI) indgået som konsulenter. Fra VKI er det civilingeniør Axel Damborg og cand.scient. Gitte Petersen og fra AMI civilingeniør Peter Wilhardt og cand.scient. Uffe Midtgaard.

Projektets styregruppe har haft følgende medlemmer:

Civ.ing. Peter Gammeltoft, Miljøstyrelsen (formand)
Prorektor, lektor Knud Christensen, DTH
Overlæge Ole Svane, Arbejdstilsynet
Civ.ing. Niels F. Gram, Industrirådet
Cand.scient. Mette Rye Andersen, Kvindeligt Arbejderforbund
Lic.scient. Anders Schmidt, DTI/Miljøteknik

Ved afslutningen af projektet deltog desuden Kirsten Rasmussen og Torben Madsen fra Miljøstyrelsen.

Tak til styregruppen for mange gode råd og kommentarer i forbindelse med projektets gennemførelse.

Projektgruppen har arbejdet således, at Allan Herrstedt Jensen har været hovedansvarlig for arbejdet med livscyklusbeskrivelser og energivurderinger, Ulrik Winge for miljøvurderinger og Ole Broberg for arbejdsmiljøvurderinger. Johan Gregersen har bidraget til kapitlet om dialogen mellem konstruktør og specialist.

Allan Herrstedt Jensen
Ulrik Winge
Ole Broberg

Resumé

Projektets formål har været at udvikle en systematisk metode til miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer i et livscyklusperspektiv. De udviklede vurderingsværktøjer skal hovedsagelig bruges i den fase udviklings- og konstruktionsarbejde, hvor der skal vælges mellem forskellige mulige materialer til en komponent eller produkt. Det vil sige, at materialevurderingen bliver knyttet til en anvendelsessituation.

Metodeudviklingen har fundet sted med baggrund i tre cases, som repræsenterer tre forskellige materialer med forskellige overfladebelægninger. For hvert case er der lavet en vurdering af miljø, arbejdsmiljø og energi i en afgrænset del af materialets livscyklus.

Datatyper og -kilder til opstilling af et materiales livscyklus beskrives. Der lægges vægt på at anskueliggøre alle de typer af information, en konstruktør bør indhente for hvert af de alternative materialer, han kan vælge imellem.

Energivurderingen er holdt på et niveau, hvor det primært er forskellen mellem de totale energiforbrug i livscyklus, der spiller en rolle. Valget af materiale kan således godt falde på et meget energikrævende, men der er dog blevet peget på det mindst energikrævende blandt mulige alternativer.

Miljøvurderingen af materialevalg omfatter tre trin. Det første er en identifikation af miljøfarlige stoffer ved hjælp af EF's klassifikationssystem. Herved får konstruktøren udpeget de stoffer, hvis iboende egenskaber gør det betænkeligt at anvende dem. Andet trin er opstilling af en miljøprofil for hvert materiale. I denne indgår ressourceforbrug, affald og emissioner. Emissionerne vurderes efter et farlighedsvurderingsprincip, der sammenholder eksponering og effekt. Desuden opgør miljøvurderingen bidrag til regionale og globale miljøproblemer. Miljøprofilerne gør det muligt at vælge mellem forskellige materialealternativer og udpege kritiske forhold ved det valg man træffer. Disse kan vurderes i det tredje trin – risikovurdering af udvalgte scenarier.

Afprøvningen af metoden på de udvalgte cases viser, at datamangel kan være et stort problem.

Arbejdsmiljøvurderingen afgrænses til de kemiske faktorer, som kan påvirke de ansattes sundhed. Svarende til miljøvurderingen bliver der beskrevet en generel vurderingsramme i tre trin: 1) Identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer på grundlag af officielle lister, 2) udarbejdelse af en arbejdsmiljøprofil til brug i en relativ vurdering og 3) skitsering af en specifik vurdering af det valgte alternativ, herunder angivelse af forholdsregler. Vurderingsrammen er derefter brugt i forbindelse med projektets materialecases.

Inden for hvert af de tre områder rangordnes de tre materialealternativer efter »venlighed«. Det anbefales *ikke* at lave et formaliseret system til rangordning af de tre alternativer under samtidig hensyntagen til miljø, arbejdsmiljø og energi. Dette er bl.a. også begrundet i, at der indgår andre hensyn i materialevalget end miljø og arbejdsmiljø. Derimod understreges vigtigheden af at dokumentere det trufne valg og herunder angive evt. kritiske elementer, som kræver nærmere vurderinger og forholdsregler.

Rapporten afsluttes med en erfaren konstruktørs bud på vigtige elementer i konstruktionsarbejdet, herunder samspillet mellem konstruktør og specialist. Endelig er der en kortfattet diskussion af begrebet livscyklusomkostninger.

Summary

The purpose of this project was to develop a systematic method to evaluate the environmental impact and the load of the working environment in relation to materials through out their life-cycle. The developed evaluation tools are mainly for use at the R & D stage or the construction phase where the selection of different materials to be used in the products will take place. In other words the evaluation of the materials will be combined to the user phase.

The development of the method has its background in three case stories representing three different materials with three different surface treatments. Each case story was subject to evaluation of the environmental impact, the load of the working environment and the consumption of energy within the defined life cycle limits.

A description of necessary data types and data sources for the inventory part is given. It is important to point out the type of information a constructor needs when he is going to choose among different materials.

The evaluation method for energy consumption points out the differences among the energy consumptions measured as a total through out the life cycles. It is possible that the constructor will choose a material that is very energy requiring, but the method has at least pointed out the best of the usable alternatives.

The evaluation of the environmental impact is carried out in three steps. The first step is an identification of environmentally hazardous substances by the use of the EEC-classification system for hazardous substances. All substances that contain worrying characteristics are pointed out. The next step is to make an «environmental profile» for each material containing resource consumption, disposal and emissions. The emissions are assessed with respect to a principle of fatality where the exposure and the effects are combined. In addition to that the evaluation of the environmental impact include contributions to regional and global environmental problems. The «environmental profile» makes it possible to choose among different material alternatives and point out the critical elements for the chosen material. This material can be assessed in the third step: risk assessment of selected scenarios. The try-out of the method on selected case stories shows that «missing data» can be a great problem.

The evaluation of the working environment is limited to the chemical load contributions in relation to health risks for the employees. Also in this situation the general assessment of the working environment is carried out in three steps. The first step is the identification of the hazardous substances by the use of official lists. The next step is to make a «working environmental profile» that makes it possible to choose among different alternatives and point out the critical elements for the chosen material. The third step is to make a specific assessment of the chosen material and to line up all the precautions. This general three step method is used in connection with the three case stories.

Within each of the three disciplines (energy consumption, environmental impact and loading of the working environment) the evaluated material alternatives are put in an order of precedence of «friendliness». It is not recommended to make one over all assessment of the three elements: environmental impact, load in the working environment and energy consumption and then put the alternatives in an order of precedence of

»friendliness«. This, among other things, because there are many other considerations than the mentioned incorporated in the choice of materials. On the other hand it is emphasized that the documentation of the choice, the lining up of critical elements requiring further assessments and/or precautions are of great importance.

Finally the report gives an experienced constructor's commands on important elements in his daily work and the correlations between the constructor and the specialist. A brief discussion about the »life cycle cost« concept concludes the report.

1. Indledning

Det grundlæggende sigte bag projektet er at *forebygge* både miljø- og arbejdsmiljøproblemer ved, at kriterier for disse to områder allerede indgår i udviklings- og konstruktionsfasen, når der vælges eller udvikles materialer. På længere sigt er målet, at målsætninger om og metoder til at forebygge miljø- og sundhedsproblemer naturligt er indbygget forskningsinstitutioners og virksomheders organisationer på lige fod med tekniske og økonomiske mål og midler.

1.1 Udgangspunkt for materialevurderingen

Hensigten med dette projekt har først og fremmest været at etablere det metodemæssige grundlag og skitsere den »værktøjskasse«, der er brug for når miljø og arbejdsmiljø skal integreres i materialeudvikling og -valg.

Vurderingsværktøjerne skal primært anvendes i de faser af materialeudvikling og -valg, hvor der skal udvikles og vælges materialer til en komponent eller et produkt. Det vil sige, at materialevurderingen bliver knyttet til en anvendelsessituation. Da materialerne skal vurderes i hele deres livscyklus, har vi valgt at knytte metodeudviklingen til en bestemt anvendelsessituation, nemlig valget af materiale til en bestemt komponent. Herved bliver det også mere håndterbart at lave en livscyklusvurdering. Ved at tage udgangspunkt i kendte materialer kan metodeudviklingen bedst sikres, hvorefter disse kan anvendes bredere på materialeudvikling.

Udgangspunktet for materialevurderingen er altså den situation, en udviklingsingeniør eller konstruktør sidder i. Men som nævnt er sigtet, at de vurderingsmetoder og -værktøjer, der udvikles ud fra dette udgangspunkt, også kan bruges af materialeforskeren i hans eller hendes arbejde. I en generel livscyklusvurdering af et materiale vil der imidlertid indgå nogle parametre, som i første omgang ikke »interessere« en konstruktør. Det drejer sig om parametre som materialets nuværende eller forventede udbredelse i samfundet, f.eks. vurderet på baggrund af en cost-effect analyse. Derudover drejer det sig om en kortlægning af materialets flow gennem samfundet, herunder mængder og anvendelsessteder. Et materiale kan således indgå i mange livscykler svarende til en lang række anvendelsessituationer.

Det »interessante« for konstruktøren i anvendelsessituationen er derimod *valget* mellem forskellige alternative materialer. Det betyder, at der i løbet af udviklings- og konstruktionsfasen skal laves en sammenligning af de mulige materialer til en given komponent eller produkt. Det er netop vurderingsværktøjer til denne materialevalgssituation, der udvikles i dette projekt. Det vil sige, at der opstilles miljø- og arbejdsmiljøparametre, datatyper, kriterier og informationskilder for en sammenlignende vurdering af mulige alternativer.

I figur 1.1 er der opstillet nogle forskellige karakteristika for de to forskellige udgangspunkter.

Figur 1.1

Kendetegn ved henholdsvis produkt- og materiale-udgangspunkt.

	Produkter	Materialer
Aktører	Designere og (sammenligning)	Forskere og udviklere
Lokalisering	Produktions-virksomheder	FoU-institutioner Råvareproducenter
Situation	Udvikling af komponenter og produkter	Udvikling af materialer
Vurderingstype	Relative vurderinger (sammenligning)	Fuldstændig vurdering
Vurderingsparametre	Miljø Arbejdsmiljø	Totale mængder Fordeling
Energi	Miljø Arbejdsmiljø Energi	
Handlemuligheder	Materialesubstitution Processubstitution Valg af råmaterialer fremstillet efter bestemte processer	Substitution af additiver og hjælpestoffer Procesændringer ved fremstilling
Bindinger	Eksisterende produktionsudstyr	

Med handlemuligheder tænkes på de muligheder, som de to situationer giver for at lave ændringer i udviklingsfasen med henblik på at forbedre miljø og arbejdsmiljø. I materiale-situationen kan en livscyklusvurdering f.eks. give anledning til overvejelser om modificeringer af materialets sammensætning eller fremstillingsprocesser. I produktsituationen kan der principielt vælges mellem forskellige konstruktionsmaterialer og fremstillingsprocesser. Der kan f.eks. også stilles krav til materialeleverandøren om, at materialet skal være fremstillet ved en bestemt (miljø- og arbejdsmiljøvenlig) proces. I praksis vil handlemulighederne i produkt-situationen dog ofte være begrænsede, eksempelvis af det eksisterende produktionsudstyr på virksomheden.

1.2 Livscyklusbegrebet

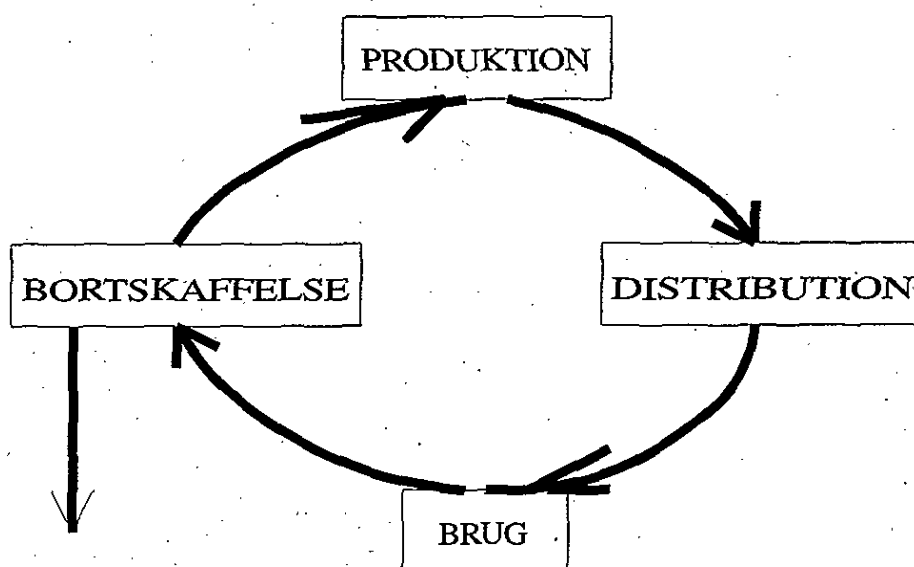
Ved en materiale/produkt-vurdering står *livscyklusbegrebet* centralt. Det skyldes, at man gennem de senere år i stigende grad er blevet opmærksom på, at det ikke bare er produktionsprocesserne for materialer og produkter, der giver anledning til miljø- og arbejdsmiljøproblemer, men også distribution, brug og måske især bortskaffelse. Det er således erkendt, at man bliver nødt til betragte materialet eller produktet over hele dets livscyklus, altså tilværelsen fra vugge til grav – fra fremstilling af råmaterialer til endelig bortskaffelse eller genanvendelse.

Livscyklusbegrebet er illustreret på figur 1.2 og omfatter:

- PRODUKTION
 - råmaterialer
 - materialer
 - produkt
- DISTRIBUTION
- BRUG/FORBRUG
- BORTSKAFFELSE
 - genanvendelse
 - affaldsbehandling

Figur 1.2

Oversigt over livscyklusfaser



Livscyklusbegrebet har allerede fået fodfæste indenfor industri og forskning, og internationalt er der flere initiativer igang for at identificere, hvad en livscyklusvurdering (en *livscyklusanalyse*) af et materiale eller et produkt skal indeholde.

I Europa er det især i Holland, der foregår mange aktiviteter. Der er gennem de senere år foretaget en række livscyklusvurderinger specielt på emballageområdet, og forskere, bl.a. ved universitetet i Leiden, forsøger nu at samle disse erfaringer med henblik på at skabe en standardiseret metode til at lave livscyklusanalyser (Guinée et al, 1990).

I Schweiz har man i en årrække arbejdet på at opstille kvantitative »økobalancer« for emballagematerialer (BUS, 1984) og arbejdet videreudvikles nu i et større forskningsprogram (EMPA, 1990). Fælles for de nævnte initiativer i Holland og Schweiz er forsøget på at gøre analyserne så kvantitative som muligt.

Livscyklusanalyserne stammer egentlig fra USA, hvor de første livscyklusanalyser så dagens lys i slutningen af tresserne og begyndelsen af halvfjerdserne med analyser af energiforbrug og forureningseffekter af forskellige typer emballage (Christiansen, 1991). Gennem de senere år har amerikanerne forsøgt at sætte fokus på, hvilke elementer en livscyklusanalyse skal indeholde og der blev i 1990 bl.a. afholdt to konferencer om

emnet i h.h.v. EPA (Environmental Protection Agency) og SETAC (The Society of Environmental Toxicology and Chemistry) regi. En af SETAC-konferencens hovedkonklusioner var, at *opgørelsen* af forurening, ressourceforbrug o.s.v. fra et produkt eller materiales livscyklus kun er ét af tre væsentlige komponenter i livscyklusvurderingen. Vurderingen skal også indeholde en *påvirknings*-analyse (impact-analysis) til at vurdere effekterne af opgjorte elementer, samt en *forbedrings*-analyse, der systematisk vurderer mulighederne for at reducere energiforbruget, den kritiske miljøbelastningen eller hvad analysens øvrige elementer nu har peget på. Konferencen konkluderede at man stadig befinder sig på udviklingsstadiet i *opgørelsesfasen* (SETAC 1991).

I Danmark er den hidtil mest omfattende materiale livscyklusvurdering udført af Dansk Teknologisk Institut for PVC og en række alternative materialer (Christiansen et al, 1990). Her benyttedes en relativ og en specifik *vurderingsmatrice* til at vurdere materialernes mulige miljø- og arbejdsmiljøpåvirkning. PVC-projektet var også et af udgangspunkterne for DTIs første bud på en metode til at foretage integrerede miljø- og arbejdsmiljøvurderinger af nye materialer (Schmidt et al, 1990), hvor man med udgangspunkt i en aktivitetskortlægning af et materiales livscyklus udpeger de processer, hvori der forekommer miljø- eller sundhedsskadelige stoffer. Metoden kan imidlertid ikke benyttes til at foretage relative vurderinger af f.eks. to alternative materialer.

Det er i øvrigt karakteristisk, at det stort set kun er de danske livscyklusanalyser, der inddrager arbejdsmiljøområdet specifikt.

For at undgå at miljø- og arbejdsmiljøproblemerne i fremtiden skal løses retrospektivt er det nødvendigt at søge at inddrage livscyklusperspektivet allerede i materiale/produktudviklingsfasen med henblik på at forudse og dermed *forebygge* problemerne. De livscyklusanalyser der er foretaget indtil nu er imidlertid (i det væsentlige) foretaget med henblik på at sammenligne to eller flere (funktionsmæssigt ens) *eksisterende* materialer eller produkter. Livscyklusperspektivet har endnu ikke været benyttet systematisk i *udviklingsfasen*, hvor mange af et emnes egenskaber i virkeligheden fastlægges ved materiale- og procesvalg. Se i øvrigt (Alting, 1990).

En konstruktionsproces, hvor miljø- og arbejdsmiljøhensyn i hele livscyklus inddrages allerede fra start parallelt med tekniske og økonomiske faktorer kaldes *livscykluskonstruktion*. Livscykluskonstruktion er således »overordnet« livscyklusanalyse ved at være en aktiv beslutningsorienteret proces, der benytter livscyklusanalysen som et væsentligt vurderingsværktøj, hvormed de mulige miljø- og arbejdsmiljø konsekvenser ved de forskellige valg, der indgår i udviklingsprocessen vurderes over hele livscyklus. I og med at dette foretages allerede »ved tegnebordet« er der mulighed for at gøre de nødvendige korrektioner og foretage de optimale valg. Som det ses er livscyklusanalysen en uundværlig del af livscykluskonstruktion, når man skal sikre sig at et alternativt materialevalg, der f.eks. forebygger arbejdsmiljøproblemer i produktionsprocessen, ikke giver anledning til at uacceptabelt miljøproblem ved affaldsbortskaffelsen. Udvikling af livscyklusanalyseværktøjer er derfor et fundamentalt behov for arbejdet med livscykluskonstruktion.

Dette projekts mål har, som tidligere anført, været at udvikle værktøjer til at foretage vurderinger af miljø og arbejdsmiljømæssige konsekvenser af alternative materialevalg med henblik på at integrere dette i konstruktionsprocessen. Dermed fortsættes den udvikling, der ses indenfor området, nemlig en stræben mod at anvende livscyklusbegrebet *konstruktivt* med

henblik på at forebygge uønskede miljø- og arbejdsmiljøkonsekvenser af den teknologiske udvikling.

1.3 Implementering af livscykluskonstruktion i en virksomhed

Dette afsnit er en diskussion af muligheder og barrierer for at implementere livscyklusanalyser og integrerede materialevurderinger i en virksomheds produktudvikling.

Miljø og arbejdsmiljø er begreber, som efterhånden har de fleste menneskers bevågenhed. Den grønne bølge går sin sejrsgang og mange virksomheder sætter »hold naturen ren« mærkater på deres produkter. Interessen for at konkurrere på markedet med miljøvenlige produkter er voksende. Den overordnede motivation er altså til stede i virksomhederne. Forbrugeren er så småt ved at blive miljøbevidst og separerer gerne sit affald i komposterbart, brændbart og recirkulerbart når han kører til kommunens modtagestation.

Denne start på separation af affald leder opmærksomheden hen på de mange produkter og materialer, som forbrugeren skal skille sig af med af den ene eller den anden årsag. Grundet energiøkonomiske overvejelser og ressourcemæssig større knaphed er der et stigende behov for at kunne genanvende materialer. Det at miste et materiale ved en deponering er det samme som at sige farvel til en ressource og dermed øge sit energiforbrug.

Virksomhederne, som producerer de mange forskellige materialer/produkter bliver i fremtiden nødt til at gøre sig disse overvejelser allerede i designfasen, ja allerede på specifikationsstadiet.

Dette kræver at den overordnede *målsætning* i virksomheden foruden sund økonomi også må indeholde termer omkring miljø-/arbejdsmiljøvenlig og ressourceoptimeret produktion. Konstruktøren sidder i dag på et niveau i organisationen, hvor han må underlægge sig de spilleregler som virksomhedens ledelse stiller op. Er målsætningen klar og er den overordnede holdning at man skal producere *miljøvenligst*, ja så er der næsten ingen grænser for konstruktørens opfindsomhed. Specifikationerne, som danner grundlag for konstruktion og design, skal med andre ord være udbyggede til også at indeholde miljø, arbejdsmiljø og ressourceoptimering.

Skulle målsætningen være »i orden« og har man ledelsens back-up, er der dog alligevel visse barrierer, som i dag er af rent teknisk art. Konstruktøren får pludselig brug for et hav af informationer, som han ikke tidligere havde i tankerne. Hvor skal han skaffe disse informationer, og hvordan skal han forholde sig til dem? Den nye situation, som konstruktøren kommer til at sidde i, kræver med andre ord nogle nye retningslinjer og konkrete værktøjer til takling af problemstillinger, som normalt har ligget udenfor hans ekspertise.

Nærværende projekt er første bud på sådanne hjælpeværktøjer. Projektet har primært til formål at gøre de nye problemstillinger synlige for konstruktøren. Da det jo er ham, som sidder inde med det materialemæssige overblik, er det også ham, som kan komme med alternative løsningsforslag. En mulig barriere for konstruktøren kan være den usikkerhed, som er forbundet med vurdering af miljøeffekter, arbejdsmiljøeffekter og til dels også effekter relateret til energi- og ressourceforbrug. Her vil hans konstruktionsbaggrund ikke altid være tilstrækkelig, hvorfor han må henvende sig til eksperter på området.

Foruden eksperthjælp, som ofte må hentes uden for virksomheden, vil konstruktøren få brug for et snævert samarbejde internt i virksomheden. I større virksomheder er opgaverne fordelt på mange afdelinger, som hver har sit specielle arbejdsområde. I mindre virksomheder varetages flere funktioner ofte af de samme afdelinger/personer, hvilket betyder en større integration af de samme problemstillinger. Konstruktørens behov for det *helt store overblik* kræver informationstilgængelighed på stort set samtlige niveauer i organisationen og ligeledes på tværs i strukturen.

Følgende funktioner (såfremt de eksisterer) bør inddrages i større eller mindre omfang i livscykluskonstruktionsprocessen:

- Produktionsteknisk afdeling (konstruktion, industriel design)
- Indkøbsfunktionen
- Driftsleder
- Metallurgi (materialeafdeling)
- Værktøjskonstruktion
- Værkfører (Produktionen)
- Procesteknikerfunktionen
- Dokumentationsafdeling (f.eks. standarder)
- Metodeafdeling
- Kvalitetskontrol (-sikring)
- Marketing/salg
- Sikkerhedsleder (arbejds miljø)
- Bedriftssundhedstjeneste
- Miljøchef (eksternt miljø)

Arbejds miljøområdet er på nuværende tidspunkt det mest håndfaste at foretage vurderinger indenfor, da man her har en masse opslagsværker med regler og forslag til forbedring. Desuden er der mange lovbetingede krav, som man kan henholde sig til.

Det er straks mere diffust omkring det ydre miljø. Her er lovkravene ikke altid de samme for hvad man må udlede, og der eksisterer heller ikke regler for hvad man må sende ud med sine producerede materialer. Ser man eksempelvis på tungmetaller, der ganske vist generelt betragtes som betænkelige i det ydre miljø, har man i nogle kommuner ikke de samme krav for udledning af spildevand som i andre. Chrom er et eksempel på et uønsket metal i vore recipienter, kobber og bly er andre eksempler. Der eksisterer i dag ikke regler for hvor meget chrom (fra eksempelvis chromaterede overfladebelægninger) man må sende med sine produkter ud til forbrugeren. Her bliver beslutningerne truffet på de enkelte virksomheder. Det er de producerede materialer/produkter, som samfundet i mange år frem må leve med, og som til syvende og sidst bestemmer, hvor stor belastningen af det ydre miljø skal være.

1.3.1. Hvad forventer fremtiden af virksomhederne?

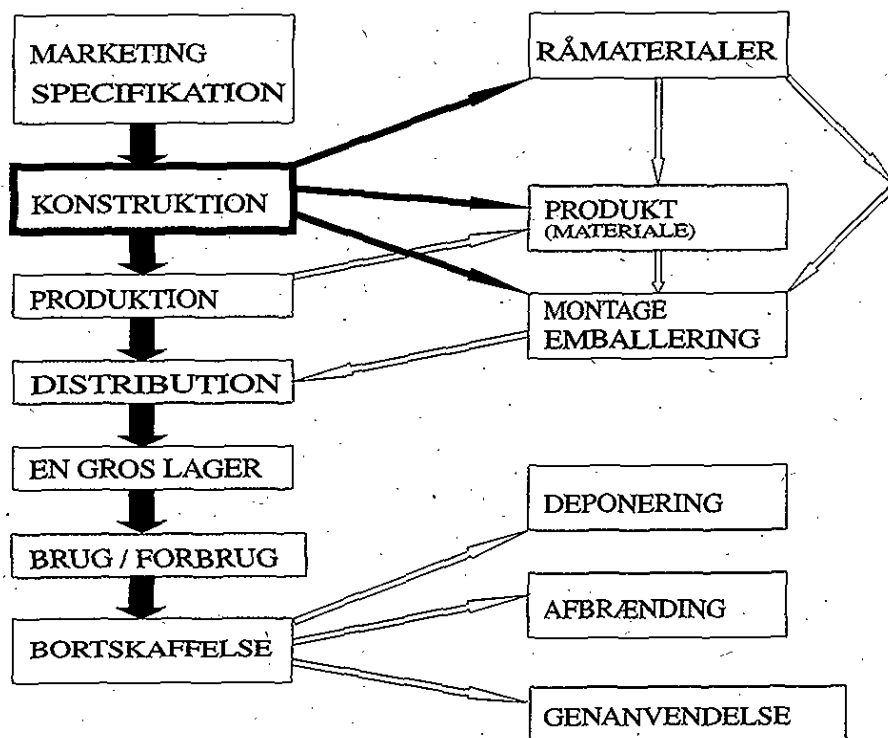
Man har i EF-kommissionen udbudt forskningsprogrammer (BRITE og EURAM), som indeholder prioriterede emner omkring livscykluskonstruktion. De afsatte forskningsmidler i disse programmer er startskuddet til en ny æra, og er samtidig et udtryk for en fælles europæisk holdning til fremtidige materialer. Forskningen, som allerede er godt igang, er med til at afdække alle de forhold, som man til dato ikke har haft tilstrækkelig viden om, og som er nødvendige for at konstruktøren i samråd med eksperter kan vurdere konsekvenserne af hans handlinger.

Vi kan meget snart forvente krav til virksomhederne om at *dokumentere* en miljø/arbejdsmiljømæssig forsvarlig produktion. Der er med andre ord ingen vej uden om. Tendensen er klar og mulighederne er til stede.

De to efterfølgende skitser illustrerer *groft* konstruktørens engagement i de forskellige livscyklusfaser, som det er i dag (figur 1.3), og som det vil være i fremtiden (figur 1.4).

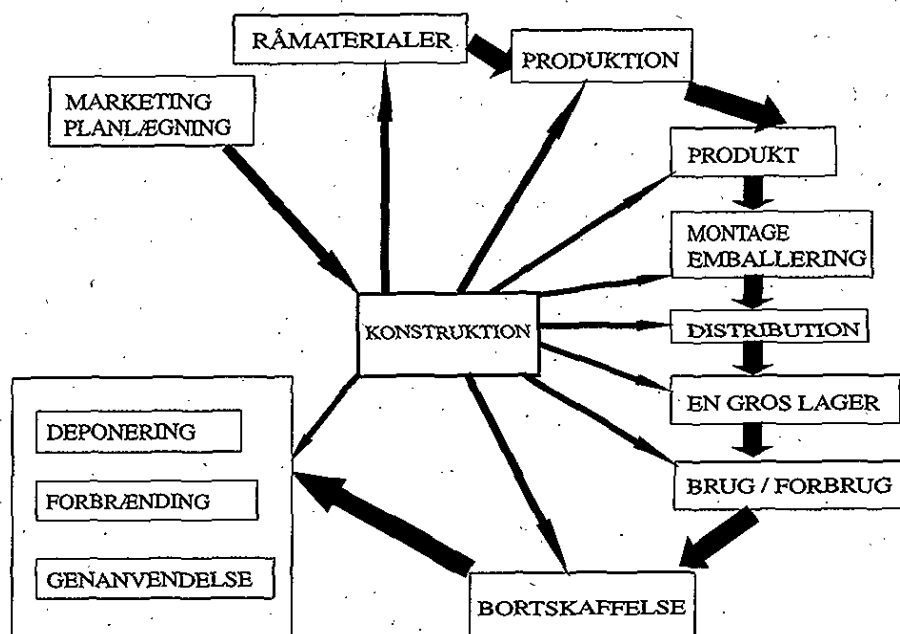
Figur 1.3

Konstruktørens føling med materiale/produkt i dag



Figur 1.4

Konstruktørens føling med materiale/produkt i fremtiden



2. Projektets fremgangsmåde

Som tidligere fremhævet er hovedmålet med dette projekt at udvikle metoder og pege på værktøjer, som kan bruges til at vurdere og vælge materialer under hensyntagen til miljø og arbejdsmiljø i hele livscyklus. Med henblik på at gennemføre denne metodeudvikling blev der ved projektets start udvalgt fire materialegrupper, der skulle tjene som eksempler. Disse fire grupper blev udvalgt blandt eksisterende materialer af industriel betydning. Det drejer sig om plast, stål, pulvermaterialer og galvaniske overfladebelægninger. For nærmere at specificere disse materialegrupper og fastlægge en konkret livscyklus blev der opstillet et case.

Det valgte case drejer sig om en tænkt situation, hvor der skal fremstilles en komponent: et greb til en vandhane. Konstruktøren kan vælge at lave denne komponent i plast, stål eller ud fra pulvermateriale og med efterfølgende forskellige overfladebelægninger. Case'et dækker således de fire udvalgte materialegrupper og er samtidig en materialevurdering i en anvendelsessituation. Komponenten kan fremstilles på følgende tre måder:

1. ABS-plast med efterfølgende forkromning.
2. Oppresning af jernpulver med efterfølgende pulverlakering.
3. Stål 35 med efterfølgende guldplettering.

Dette case bliver behandlet i følgende trin:

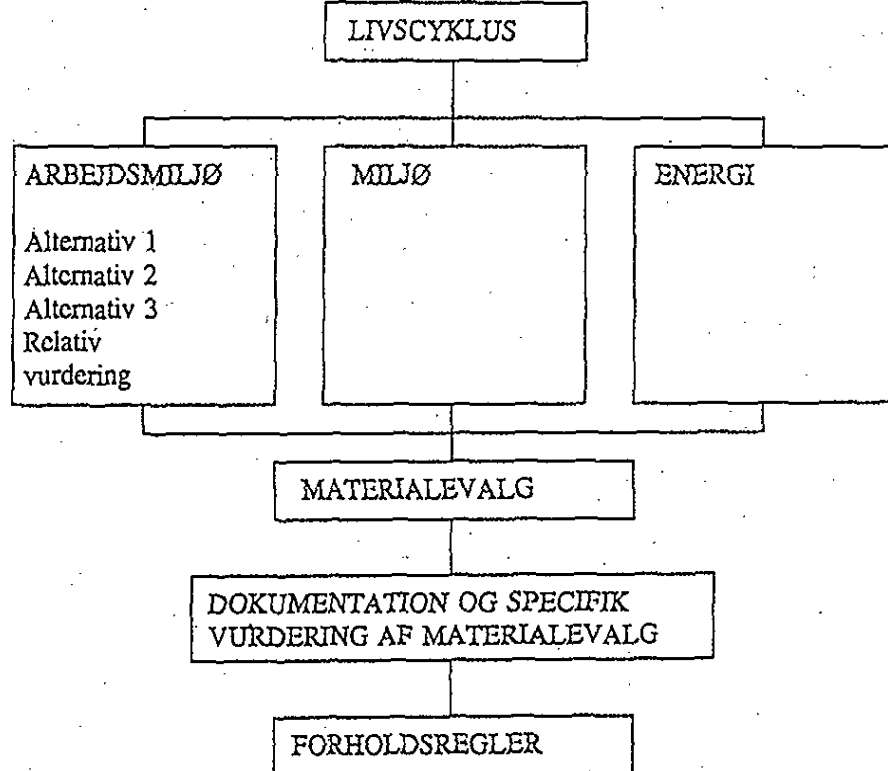
1. En teknisk specificering af de indgående materialer og fremstillingsprocesser i hele komponentens livscyklus for hver af de tre alternativer.
2. For hvert alternativ gennemføres der en separat vurdering af miljø, arbejdsmiljø og energiforhold i hele livscyklus.
3. På grundlag af nærmere definerede kriterier laves der en rangordning af de tre alternativer inden for hver af områderne miljø, arbejdsmiljø og energi. En rangordning som udpeger det mest miljøvenlige alternativ osv.
4. Dernæst diskuteres mulighederne for at lave en rangordning, hvor der både er taget hensyn til miljø, arbejdsmiljø og energi.
5. Endelig skitseres hvordan en mere detaljeret vurdering af det valgte alternativ kan gennemføres med henblik på at pege på forskellige forholdsregler, flere undersøgelser og lignende.

Fremgangsmåden er vist i figur 2.1

Selv om det valgte case er en tænkt situation er beskrivelsen af de forskellige procestrin i komponentens livscyklus ikke udelukkende skrivebordsarbejde. Informationer er indhentet dels ved at se på processer i laboratorieskala (plastforchromning, pulvermetallurgi), dels ved besøg på følgende virksomheder og institutioner:

Det Danske Stålvalseværk (fremstilling af stål)
Höganäs AB (fremstilling af jernpulver)
Sandvik Danit (fremstilling af pulvermetal)
Dansk Sintermetal (fremstilling af pulvermetal-emner)
Nordsønk Åløkke (sænksmedning af emner)
Center for Environmental Studies, University of Leiden, Holland

Figur 2.1
Fremgangsmåde ved
behandling af case.



På grundlag af arbejdet med dette case er der blevet beskrevet metoder til at foretage:

- opstilling af livscyklus for en materialekomponent
- miljø-, arbejdsmiljø- og energivurdering i livscyklus
- sammenligning og valg af alternativ
- dokumentation og detaljeret vurdering af det trufne valg

Parallelt hermed er der lavet en beskrivelse og vurdering af eksisterende informationskilder til at indhente nødvendige data. De omfatter primært opslagsværker, databaser og anden litteratur.

Denne rapport afrundes i kapitel 10 med en kort beskrivelse af de faser og overvejelser, der indgår i konstruktionsarbejdet. Formålet med projektet er jo netop at udvikle metoder og værktøjer til miljø- og arbejdsmiljøvurderinger, som kan integreres i konstruktionsarbejdet. Derfor bliver det også diskuteret, hvor grænsefladen går mellem konstruktør og miljø- eller arbejdsmiljøspecialist. Det vil sige spørgsmålet om, hvor langt en konstruktør selv kan komme i en miljø- og arbejdsmiljøvurdering af forskellige materialevalg inden der må indledes en dialog med specialister.

3 Materialevurdering – farlighed for miljø og arbejdsmiljø

3.1 Farlighed for det ydre miljø

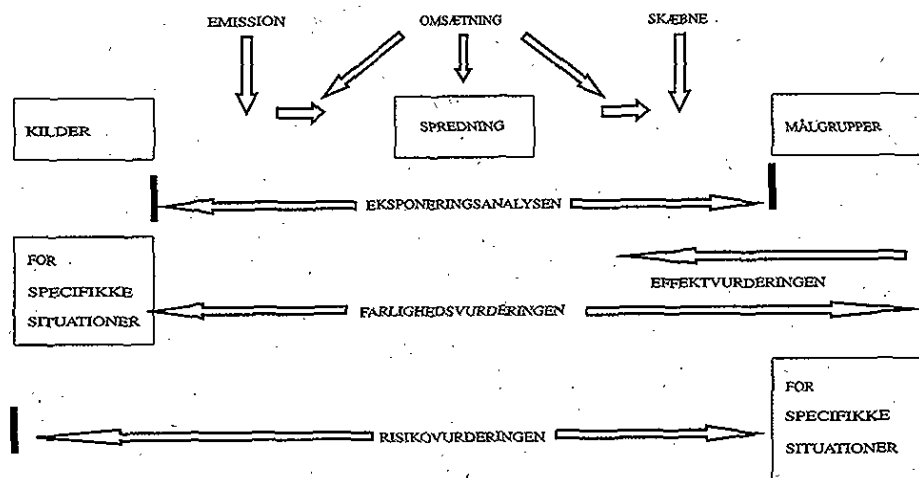
En vurdering af miljøkonsekvenserne af en materialelivscyklus kan i nogen grad baseres på de elementer, man gennem de seneste årtier har udviklet til vurderinger af miljøfarligheden af kemiske enkeltstoffer. Vurderingen af et materiale kræver imidlertid, at man udvider farlighedsbegrebet, og målet med dette kapitel er at give et bud på, hvori denne udvidelse kan bestå.

3.1.1 Miljøfarlighed af kemiske enkeltstoffer

Der er efterhånden enighed om, hvad man forstår ved et kemisk stofs miljøfarlighed, og i det følgende redegøres for de begreber, der benyttes i denne sammenhæng.

Et kemisk stofs farlighed i miljøet er en funktion af to variable. Dels potentialet for at biologiske eller andre systemer kan blive udsat for stoffet (*eksponering*), dels potentialet for at stoffet kan skade disse målgrupper (*effekter*). I vurderingen af kemiske stoffer i miljøet indgår således 3 »hovedelementer«, som det fremgår af figur 3.1, nemlig *kilden* til forureningsproblemet, de forurenende stoffers *spredning* i miljøet med efterfølgende eksponering og *effekter* på mennesker og økosystemer.

Figur 3.1
Miljøproblemers årsagskæde
for kemiske enkeltstoffer
(Bro-Rasmussen, 1988).



Med emission forstås i denne rapport enhver udsendelse af stof til miljøet. Det vil primært sige udslip til luft og vand, men i specielle sammenhænge kan der også blive tale om emissioner til jordmiljøet.

Der findes flere niveauer af vurderinger af kemiske enkeltstoffer, nemlig:

- farlighedsidentifikation
- farlighedsvurdering
- risikovurdering

Ved *farlighedsidentifikationen* forstås en vurdering udfra nogle få af stoffets såkaldt iboende egenskaber. Herved identificeres stoffer, hvis egenskaber betyder, at de har potentiale for at gøre skade i miljøet.

Farlighedsvurderingen går noget videre. Den omfatter en eksponeringsanalyse og en effektanalyse. Ved eksponeringsanalysen estimeres stoffets emission, fordeling i miljøet, omsætning og nedbrydning og potentielle biotilgængelighed og -akkumulerbarhed, mens effektanalysen kortlægger stoffets mulige økotoxikologiske og human toksikologiske effekter, herunder også effekter af kronisk art på mennesker og økosystemer. Sammenkoblingen af de to analyser – farlighedsvurderingen – belyser muligheden for at emission af stoffet kan give effekt.

Ved en *risikovurdering* forsøger man at fastlægge og afgrænse sandsynligheden for skade som følge af en ganske bestemt kemikalieanvendelse eller udledning. Elementerne i risikovurderingen er således parallelle til farlighedsvurderingen, bortset fra at der er tale om at foretage en kvantitativ vurdering af en konkret situation med deraf følgende krav til større nøjagtighed til specifikke data om stofudslip og recipient.

3.1.2 Materialer – udvidelse af farlighedsbegrebet

En vurdering af et materiales livscyklus kan baseres på principperne for vurderingen af kemiske enkeltstoffer. Der vil blive tale om at skulle vurdere en række emissioner fra materiale- og produktfabrikation, distribution, brug, genanvendelse og bortskaffelse. Disse stofemissioner kan principielt vurderes svarende til en farlighedsvurdering for et enkeltstof og farligheden af et materiale bliver så en form for summation af enkeltstofvurderingerne. Ved *materiale*vurderingen vil man komme udfor at skulle vurdere samtidig udledning af flere stoffer. De mulige kombinationseffekter dette kan medføre bør medtages i en dækkende materialevurdering. En dækkende vurdering burde også dække miljøpåvirkninger som lugt, støj, stråling og varme, men disse aspekter er *ikke* inddraget i vurderingerne i dette projekt. Der henvises til Miljøstyrelsens vejledninger om lugt og støj.

Udover emissioner af enkeltstoffer kan materialet i sig selv også have nogle egenskaber, der kan have effekt på mennesker og/eller økosystemer. Disse skal også indgå i en materialevurdering.

En livscyklusvurdering af et materiale kræver imidlertid, at man udvider farlighedsbegrebet yderligere. Produktion, brug og bortskaffelse af et materiale giver anledning til forbrug af ressourcer i form af råmaterialer og energi, og erkendelsen af nødvendigheden af en bæredygtig ressourceanvendelse, hvis det globale økosystem ikke skal tage skade på længere sigt, fører til, at man også må inddrage disse aspekter i vurderingerne. Nøgleord er energiforbrug, fornyelige/ikke-fornyelige ressourcer, truede ressourcer og bæredygtighed.

Vurderingselementerne i den traditionelle kemiske stofvurdering slår heller ikke til overfor miljøproblemer af mere regional eller global karakter. Forsuringsproblemerne, eutrofieringen af havmiljøet, nedbrydningen af ozonlaget og klimaforandringerne som følge af drivhuseffekten kan ikke føres tilbage til én specifik kilde, men stammer fra utallige mindre bidrag, hvoraf mange har med produktion, anvendelse eller bortskaffelse af materialer at gøre. Det er væsentligt at reducere alle bidrag til de globale miljøproblemer, så meget som muligt og disse emissioner skal derfor også indgå i en materialevurdering.

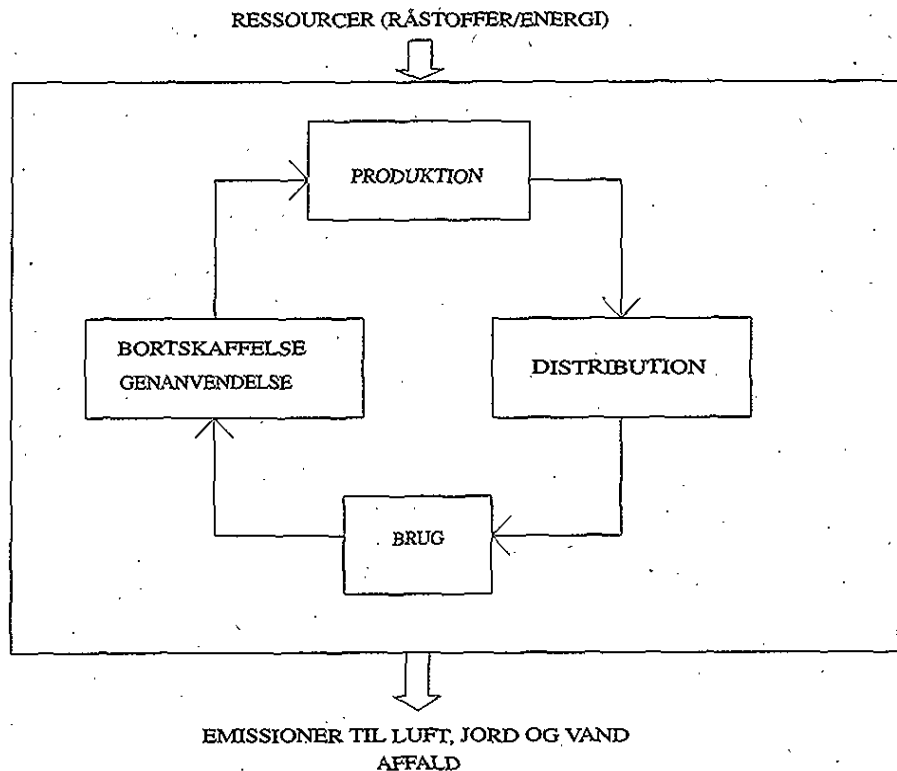
Den sidste udvidelse af farlighedsbegrebet i forhold til materialer er dannelsen af affald, der skal slutdeponeres, d.v.s. ikke længere kan genanvendes eller tjene som kilde til energifremstilling m.v. Problemerne med at slutdeponere affald i vores samfund er blevet stadig større i takt med øgede krav til lossepladser, som det i øvrigt også er blevet sværere og sværere at

placere. Yderligere giver en del materialeproduktion, -anvendelse og -bortskaffelse anledning til dannelse af olie- og kemikalieaffald, der skal destrueres på forsvarlig måde. Vurderingen af et materiales miljøkonsekvenser bør derfor også inddrage disse aspekter.

Figur 3.2 opsummerer elementerne i det udvidede farlighedsbegreb til brug i materialevurderinger.

Figur 3.2

Elementer i det udvidede farlighedsbegreb – ydre miljø.

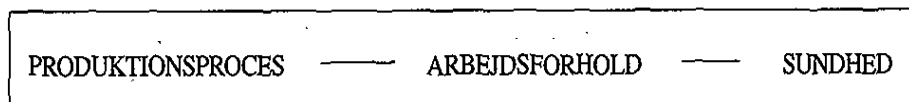


3.2 Farlighed i arbejdsmiljøet

Et farligt arbejdsmiljø kan skyldes mange andre faktorer end kemiske stoffer. Den grundlæggende betragtning er, at produktionsprocessen etablerer nogle arbejdsforhold, som *kan* være en belastning for de mennesker, der arbejder i produktionen og dermed forårsage skader på sundheden. Se figur 3.3. Andre arbejdsforhold kan være ønskelige for at fremme sundheden. Det drejer sig f.eks. om nogle af de elementer, der ofte indgår i betegnelsen psykisk arbejdsmiljø og som bl.a. omfatter muligheder for at bruge sine kvalifikationer, muligheder for samarbejde og for selv at træffe beslutninger i arbejdet.

Figur 3.3

Grundlæggende arbejdsmiljøsammenhænge.



Arbejdsforholdene kan bl.a. omfatte:

- Kemiske stoffer
- Ergonomi
- Støj
- Lys
- Indeklima
- Psykiske forhold

I forbindelse med en materialevurdering, som også inddrager det ydre miljø, er det naturligt i første omgang at afgrænse arbejdsmiljøet til de kemiske forhold. Dels fordi en materialevurdering må tage udgangspunkt i materialets kemiske sammensætning og egenskaber, dels fordi kemiske stoffer er det område, hvor der er størst sammenhæng mellem arbejdsmiljø og ydre miljø. Hermed ikke sagt, at de andre forhold i arbejdsmiljøet spiller en mindre betydningsfuld rolle. Men i modsætning til toksikologiske vurderinger af stoffer kræver en vurdering af disse forhold et kendskab til de præcise forhold på de enkelte virksomheder. Inden for dette projekts rammer afgrænses arbejdsmiljøet således til at omfatte de kemiske faktorer.

3.2.1 Kemiske stoffers arbejdsmiljøfarlighed

Kemiske risikofaktorer i arbejdsmiljøet kan inddeles i:

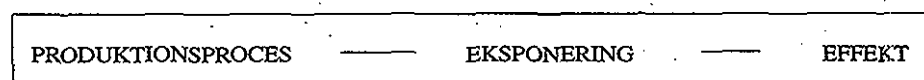
- *Sikkerhedsrisici*, som bl.a. omfatter brand, eksplosioner, runaway reactions m.m., og
- *Sundhedsrisici*, som kan inddeles i lokale og systemiske toksikologiske effekter. Førstnævnte kan f.eks. være en ætsning på huden, mens sidstnævnte kræver at stoffet er absorberet i kroppen, hvilket f.eks. kan medføre skader på indre organer.

Begge typer af risici bør tages med i en materialevurdering. Hovedvægten i dette projekt bliver imidlertid lagt på sundhedsrisici.

I en vurdering af kemiske stoffers farlighed i arbejdsmiljøet indgår nogle af de samme nøgleelementer, som det tidligere er beskrevet for miljøet. I figur 3.4 ses en simpel model med de tre hovedelementer i en vurdering.

Figur 3.4

Hovedelementer i en kemisk arbejdsmiljøvurdering.



I stedet for kilde benyttes ordet produktionsproces. Herved indikeres også en af forskellene mellem arbejdsmiljø og miljø, idet arbejdsmiljø er betydelig mere lokaliseret end miljø. Kemisk arbejdsmiljø drejer sig om eksponering af mennesker på *arbejdsstedet*, altså i arbejdsprocessen. Arbejdsprocessen omfatter både traditionel produktion, transportarbejde (distribution), industriel brug af produktet og bortskaffelse af det. Kemiske arbejdsmiljøproblemer er kun »globale« i den forstand, at sundhedsfarlige stoffer og materialer som led i produktion og handel bevæger sig rundt mellem forskellige arbejdssteder i samfundet. Et forhold som livscyklusanalyser jo netop sætter fokus på.

Vurderingen af kemiske stoffers farlighed i arbejdsmiljøet kan også foretages parallelt med trinnene i miljøvurderingen:

- Farlighedsidentifikation
- Farlighedsvurdering
- Risikovurdering

Farlighedsidentifikationen foretages på grundlag af de kemiske stoffers toksicitet, det vil sige en iboende egenskab eller evne til at skade eller interferere med levende vævs stofskifte. Om dette *potentiale* til at skade levende væv rent faktisk kommer til udtryk i form af en effekt, kan først afgøres ved en farlighedsvurdering, som inddrager eksponeringen. Ekspo-

neringen udtrykker i princippet, hvor meget af det kemiske stof, der bliver absorberet i kroppen og over hvor lang tid eller hvor ofte.

Risikovurdering omfatter en kvantitativ estimering eller beregning af sandsynligheden for at en bestemt skade indtræder ved en bestemt kemikalieanvendelse. Sådanne kvantitative vurderinger anvendes sjældent i Danmark i forbindelse med kemisk arbejdsmiljø. Derimod anvendes de ved vurderinger af sikkerhedsrisici som eksempelvis større uheld i procesanlæg. Inden for dette projekt vil der ikke blive arbejdet med egentlige risikovurderinger i forbindelse med det kemiske arbejdsmiljø.

Afslutningsvis skal det fremhæves, at farlighedsvurderinger af kemiske stoffer i arbejdsmiljøet som regel foretages for enkeltstoffer. Imidlertid er der en stigende erkendelse af, at det er nødvendigt at inddrage *kombinationseffekter* fordi eksponeringen på arbejdspladser sjældent er begrænset til et enkelt stof og fordi der foreligger resultater, som viser at der kan optræde både synergistiske (forstærkende) og antagonistiske (hæmmende) effekter når flere stoffer er tilstede samtidig. Området er dog så komplekst, at det falder uden for dette projekts rammer.

3.3 Sundhed for brugerne

Afhængigt af hvilken type produkt et materiale optræder i, opstår der grænseflader mellem miljø og arbejdsmiljø. Et *industriprodukt*, som udelukkende anvendes på virksomheder, har to former for arbejdsmiljø. Dels under dets fremstilling, dels ved den industrielle brug af det. Et *forbrugsprodukt* har tilsvarende to former for »arbejdsmiljø«. Dels ved dets fremstilling, dels ved den private forbrugers brug af det. Imidlertid hører den sidstnævnte situation ikke under arbejdsmiljøområdet men under miljø.

Denne arbejdsdeling bunder i den måde, hvorpå myndigheder og lovgivning har fordelt opgaverne. Arbejdsmiljømyndighederne og -loven beskæftiger sig stort set kun med arbejde, som udføres for en arbejdsgiver. Regulering og vurdering af sundhedsfarer for private forbrugere hører derimod under miljømyndighederne.

I en livscykluskonstruktion skal der naturligvis for forbrugsprodukter indgå en sundhedsmæssig vurdering af brugssituationen. I dette projekt følger vi den traditionelle opdeling og lægger denne vurdering ind under miljøområdet. Da der ofte vil være tale om at udføre humantoksikologiske vurderinger trækkes der i praksis på nogle af de samme vurderingsparametre og datakilder, som bruges til de sundhedsmæssige vurderinger i arbejdsmiljøet.

4. Livscyklus

Dette kapitel indeholder en generel procedure for udarbejdelse af en livscyklusbeskrivelse. Proceduren er forsøgt systematiseret, så man også kan definere grænserne for, hvor en livscyklus begynder og hvor den ender. Til sidst er der udarbejdet en inspirationsliste over mulige datakilder/kildetyper, hvor konstruktøren kan indhente information.

Dette kapitel indeholder ingen vurderingsmetoder, men er en vejledning i hvorledes man beskriver en livscyklus for et materiale, som endnu ikke er sat i produktion. Det er ligeledes beskrevet, hvilke informationer der skal indbygges i en sådan livscyklusbeskrivelse og til dels også hvorledes man kan fremskaffe disse data.

4.1 Forudsætninger

Forudsætningen for at man kan udarbejde en livscyklusbeskrivelse er, at man har et konkret materiale/emne, for hvilket man har udarbejdet eller på forhånd kender specifikationerne, produktionsproceduren, montagearbejdsgangen, pakkeoperationer, lagerrutiner, samt distributionskanalerne.

Det er ligeledes væsentligt at man har lagt sig fast på hvilke maskiner, hvilke hjælpestoffer, energikilder, værktøjer etc. som danner grund for den pågældende produktion. (Man kan sidenhen vælge om, når vurderingen har fundet sted.)

Dernæst er det væsentligt, at man gør sig sit marked for det pågældende materiale eller emne klart. Man kan herefter overskue anvendelsessituationerne, som dernæst kan beskrives mere detaljeret.

Brugs/forbrugs situationen afsluttes før eller siden – i mange situationer på et nøje fastlagt tidspunkt og på en planlagt/styret måde – med en affalds/bortskaffelsessituation. Med konstruktørens baggrundsviden omkring materialet, dets indhold af forskellige stoffer, dets eventuelle kombinerings med andre materialer samt mængderne der produceres, har han gode muligheder for at beskrive bortskaffelsessituationen.

Som det er i dag kan denne ofte splittes op i flere muligheder, som er ukontrollable, og *det er netop her konstruktøren har chancen* for gennem sit materialevalg, at påvirke – måske ligefrem styre – forbrugeren til at bortskaffe efter bestemte mønstre.

Afgrænsningen af livscyklus er særdeles vigtig, da man for at kunne fortage en vurdering senere – mellem opstillede alternativer må have samme grundlag at gå ud fra. Vi kan ikke her opstille generelle retningslinjer for hvor grænserne går for et materiales livscyklus. Vi kan derimod skitsere et forslag til hvad man bør stræbe efter at få med i en beskrivelse:

- *Fremstillingen af råmaterialet* til fremstilling af det endelige materiale bør medtages for alle disciplinerne: Eksternt miljø, Arbejdsmiljø, Energi/ressource beregning.
- *Produktionsleddet incl. lager.*
- *Distributionsfasen.*
- *Brug/forbrugsfasen.*
- *Bortskaffelses-/genanvendelsesfasen.* Her er grænsen vanskelig at definere på forhånd. Såfremt der er tale om at materialet kan genanvendes, kan

man vælge at medregne første trin i genanvendelsesfasen – dvs. oparbejdning af affaldsmaterialet til et nyt råmateriale. Kan materialet derimod ikke genanvendes, men må afbrændes/deponeres, kan man vælge at stoppe herefter. Skal materialet sammenlignes med et recirkulerbart materiale, for hvilket man medtager oparbejdningsleddet, må man medtage fremstillingen af en ny portion råmateriale, da man således har et tidsmæssigt og aktivitetsmæssigt ens grundlag at foretage denne sammenligning på.

Der kan være problemer forbundet med at sætte den samme grænse for omfanget af en livscyklus når vi taler om tre forskellige discipliner: miljø, arbejdsmiljø og energi/ressourcer. Minimumskravet for en afgrænsning må således være at man indenfor hver disciplin, når man opstiller livscyklusgrænserne for en række alternative materialer, har de samme grænser. Dette betyder f.eks. at man for energibetragtelser må starte og afslutte sin livscyklus på samme niveauer for alle alternative materialevalg. Tilsvarende gælder for miljøvurderinger hhv. arbejdsmiljøvurderinger.

Af hensyn til de efterfølgende miljø/arbejdsmiljøprofiler er det meget vigtigt, at det fremgår af livscyklusbeskrivelsen, hvordan afgrænsningen er. Man skal altså sørge for at gøre opmærksom på forudsætningerne for de indgående størrelser.

4.2 Specifikation

Specifikationen af et materiale eller et emne er udgangspunktet for konstruktøren, dvs. her er de grundlæggende betingelser, for at en produktion overhovedet kan komme på tale, beskrevet.

Følgende udgør de begreber, som en specifikation normalt indeholder:

a) De overordnede konstruktionsfaktorer:

Projektmålsætning, Udviklingstid, Ressourcer (personer – økonomi), Produktbindinger (skal materialet indpasses i bestemte sammenhænge), Service/vedligehold (udskiftelige materialer/reservedele), Årlige styktal, Kostpris, Design (specielle krav), Lovkrav, Normer/standarder, Patenter (begrænsninger).

b) Produktionsfaktorer:

Fremstillingsprocesser, Montage, Afprøvning, Kvalitetskontrol, Emballering, Lagring.

c) Markedsfaktorer:

Leveringstid, Distributionsnet, Transportmetoder.

d) Brugsfaktorer:

Energi (her tænkes på om materialet/emnet kræver energikilder for at kunne anvendes), Materialer, Systembindinger (Er der krav om tilpasning til andre materialer/emner), Kvalitet, Design (Udseende og brugervenlighed), Miljø/Arbejdsmiljø (Rengøringsmidler, afsmitning, er materialet i brugssituationen en belastning for miljø/arbejdsmiljø), Pris.

4.3 Procedure for udarbejdelse

Livscyklus for et materiale kan beskrives v.h.a. følgende trin set med en konstruktørs øjne:

- Produktion. Incl. fremstilling af råmaterialer, montage og lager.
- Distribution.
- Forbrug.
- Bortskaffelses-/genanvendelsesfasen.

Det skal her indledningsvis pointeres, at der kan være forskellige udgangspunkter for udarbejdelsen af en livscyklusbeskrivelse – specielt i produktionsfasen. Eksempelvis kan man forestille sig, at der planlægges en helt ny fabrik til varetagelsen af den nye produktion. I denne specielle situation har man ikke mulighed for at lave efterforskning på fabrikken, men kan til gengæld lægge sig fast på forholdene allerede fra starten. Man har altså ikke de samme bindinger, som en eksisterende maskinpark eller et procesudstyr normalt vil give anledning til. I andre situationer – formodentlig de fleste – er der en del bindinger til eksisterende udstyr.

Arbejdsgangene og de tilhørende focus-punkter for udarbejdelsen af en livscyklusbeskrivelse søges i det følgende blotlagt og vil således udgøre det essentielle i proceduren. Proceduren har fået karakter af at være en huskeliste, som ikke i alle situationer er fyldestgørende, men forhåbentlig kan være en inspiration til hvilke typer af information, man skal medtage.

4.3.1 Produktion

Fremstillingen af hovedråmaterialerne til produktionen bør indgå i livscyklusbeskrivelsen, da der både for energi, arbejdsmiljø og eksternt miljø kan ligge store og afgørende belastninger »gemt« i dette niveau.

Produktionen af det egentlige materiale begynder normalt med en indkøringsperiode, hvor alle procesparametre, bearbejdningsparametre, arbejdsrutiner etc. afprøves, justeres og fastlægges. Computerprogrammer bliver ligeledes checket evt. korrigerede. Herefter er man rede til at iværksætte den egentlige produktion.

Råvarerne hentes fra »ind-lageret«. De gennemgår de første produktionstrin, som kan være udsavning, sammenblanding, smeltning, støbning, maskinbearbejdning (fræsning, drejning, boring, slibning, smedning, pulverpresning, udstandsning etc.), opløsning, opslemning, afrensning, oprensning, separation, absorption, destillation, øvrige kemiske/fysiske enhedsoperationer etc.. Der anvendes interne transportsystemer (kranbaner, pneumatiske transportsystemer, trucks, robotter etc..

Det er nu væsentligt at man ved selvsyn får listet alle de stoffer, hjælpestoffer, smøremidler, affedtningskemikalier, sandblæsemedier etc. samt mængderne hvori de bliver anvendt og forbrugt/bortskaffet.

Ligeledes er det væsentligt, at få listet alle indgående produktionstrin, affaldet fra dem, emissionerne til luften (incl. lugt og støj) og til spildevandet. Hvad suges ud til atmosfæren og i hvilke mængder? Er der koblet filtre ind til luftrensning og hvor ofte tømmes disse? Hvor ender filterstøvet og hvad indeholder dette? Hvad løber i kloaken og i hvilke mængder. Haves eget rensningsanlæg – og i bekræftende fald – hvordan er kvaliteten af det rensede spildevand?

Efter de første produktionstrin går det halvfærdige materiale videre til en yderligere forædling, som til sidst ender som den færdige vare.

Til sidst haves et totalt overblik over alle indgående processer, mængden af alle stoffer og hjælpeoffer, materialeforbrug, emissioner til luft/vand/jord. Affaldsmængderne til lossepladser, forbrænding, kommunekemi, recykling, omsmeltning, kompostering etc. etc.

I montagesituationen, som kun forekommer på visse fabrikker, vil der igen være en række processer og operationer, som giver anledning til et materialeforbrug, et forbrug af hjælpeoffer og en række emissioner til luft, vand og jord. Der anvendes ofte håndværktøjer, pneumatiske robotter, ætsevæsker til mærkning, gravørmaskiner mv.

Produktionen afsluttes ofte med en kvalitetskontrol. Afhængig af produktionens karakter kan denne kontrol være mere eller mindre omfattende. I visse produktioner forekommer blot en visuel stikprøvekontrol, i andre situationer støttes denne af op til flere NDT (Non-Destructive-Test) operationer og i atter andre situationer kan kravene være, at en vis procentdel af produktionen skal udsættes for destruktive test operationer – eksempelvis mekaniske belastninger indtil sammenbrud eller korrosionstest.

Kvalitetskontrollen kan, som det fremgår af ovenstående, implicere brugen af forskellige maskiner – trækprøvning, salttågekammer, geometriske målemaskiner, slidmaskiner, analyseudstyr (X-ray, Atomabsorption, polarografi, kemisk analyseudstyr i øvrigt, spektrofotometre), metallografisk udstyr, elektronmikroskop etc.. Ofte anvendes forskellige væsker til afrensning og ætsning.

Destruktive test medfører en affaldsproduktion. Ligeledes vil visse former for ikke-destruktiv test medføre affaldsproduktion, afdampning til atmosfæren etc.. Eksempelvis kan nævnes penetrantundersøgelser, magnetisk revneprovning og fremstilling af polerprøver samt strukturætsning af dem, ved metallografiske undersøgelser.

Hele produktionsforløbet giver anledning til en lang række anvendelser af elektrisk energi, olie, naturgas eller kul. Det er væsentligt at man skaber sig et differentieret overblik over energiforbruget til den pågældende produktion. Hvilke dele af produktionen er de mest energikrævende?

Udover den direkte anvendelse af forskellige energikilder i produktionen, vil en særdeles stor procentdel af energiforbruget være relateret til materialeforbruget. De forskellige materialer, som indgår i produktionen, har ved deres udvinding og tilvirkning givet anledning til ret så betragtlige energiforbrug. Disse energiforbrug, som ifølge Jepsen (1977) udgør langt den største del af det samlede energiforbrug, kalder vi bundet energi i materialerne. Se kapitel 7.

Under produktionen kan man forestille sig, at der forekommer ulykker af forskellig art. Såfremt uheldet er ude vil dette måske give anledning til skade på personer, der vil måske være udslip af materiale til atmosfære, spildevand eller jord, måske kan et uheld initiere andre uheld af alvorligere karakter.

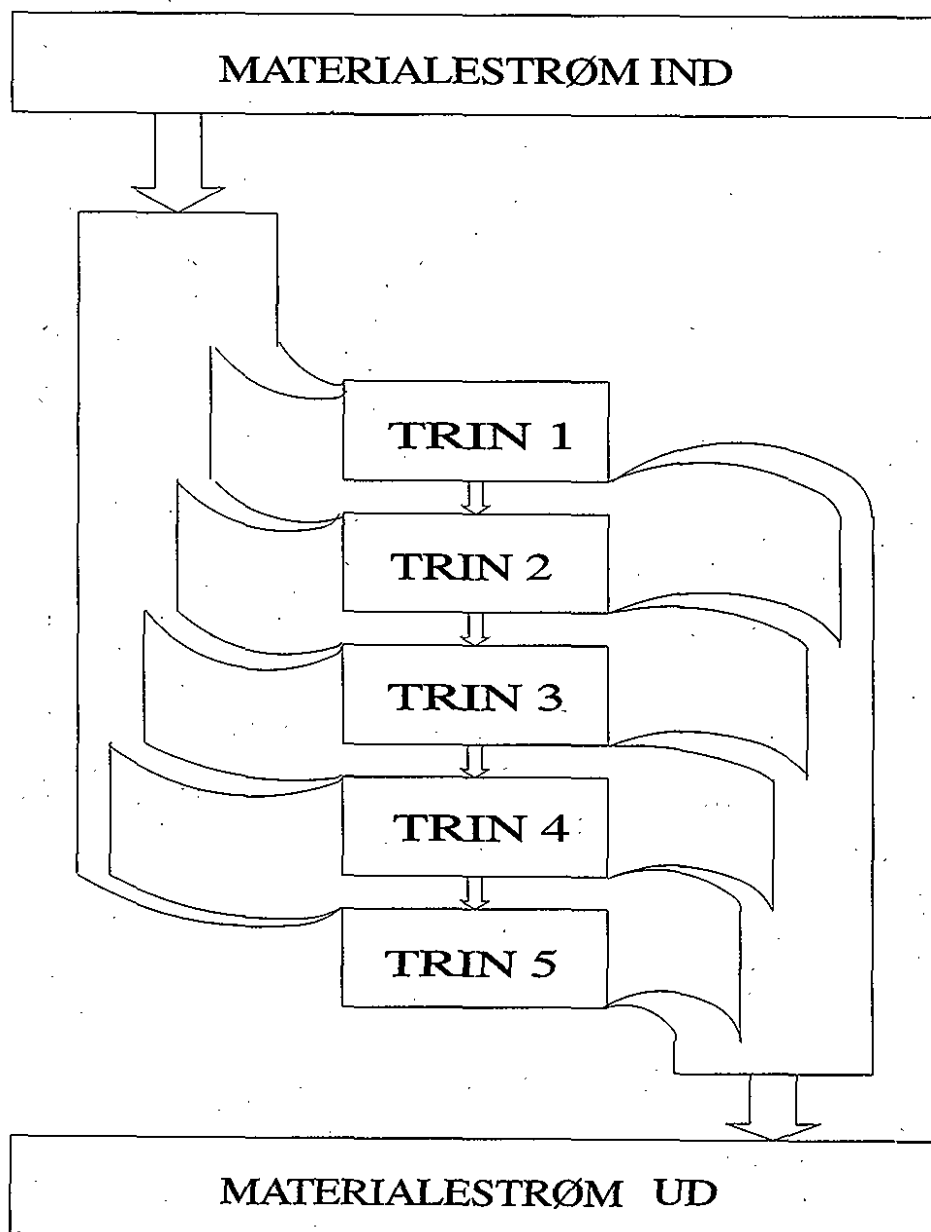
Disse forhold bør også beskrives så detaljeret som muligt.

Af hensyn til en senere sammenligning med andre materialer, skal man ikke opgøre sine totale emissioner, energiforbrug og øvrige forbrug, men derimod de specifikke størrelser – altså pr. kg. materiale.

Materialeflowet i produktionsfasen er søgt illustreret i følgende skitse. Hvad enten der er tale om et flow af essentielle råvarer, luftformige emissioner, hjælpeoffer, spildevand eller produkter så gælder reglen: Materialestrøm ind = Materialestrøm ud. Kasserne: Trin 1 – 5 symboliserer de forskellige delfaser i produktionsforløbet.

Fig. 4.1.

Skitse, som illustrere materialeflowet i produktionsfasen.



Lager

Efter endt produktion sendes materialerne/emnerne til emballering for derefter at gå på lager. Selve emballeringsoperationen involverer materialer og hjælpestoffer, som kan være papir, pap, plast, limstoffer, spændebånd, træ, metalcontainere, spændelågsfade, trykbeholdere etc..

På lageret anvendes transportsystemer, som kan være varebiler, trucks, løftevogne, kraner etc.. I forbindelse med transportuheld kan man forestille sig at et materiale flyder ud, bryder i brand, beskadiger mennesker, løber i kloaken, damper af til atmosfæren, splintres, eksploderer, etc..

Hvilke ulykker kan man forestille sig? På lageret er der ofte større mængder af materialet/emnet opmagasineret.

Hvilke materialer anvendes og i hvilke mængder. Er der affald fra lageret og hvor gør man af det.

4.3.2 Distribution

Varerne skal distribueres enten til kunderne direkte eller til en-gros-lagre. Denne distribution foregår med lastbiler, tog, skib og/eller fly. Der er ikke noget direkte forbrug af materialer eller hjælpestoffer involveret i denne fase. Ressourceforbruget er her begrænset til et direkte energiforbrug.

Afhængig af mængderne, vægten og afstandene vil energiforbruget til distribution variere betydeligt og emissionerne til luft og vand i den forbindelse vil ligeledes variere. Se kapitel 7.

I forbindelse med eventuelle uheld (trafikulykker) vil man måske få spredt sit materiale. Emballeringen kan bryde. I hvilke mængder vil materialet da blive spredt og hvordan? Kan dette medføre andre ulykker, som kan give anledning til miljø/arbejds miljømæssige uheldige udslip?

4.3.3 Forbrug

Hvor anvendes det producerede materiale? Hvem er brugeren? Er der nogen nedbrydningsprodukter under anvendelsen? Er der umiddelbart sundhedsbetænkelige effekter behæftet med anvendelsen? Man kunne også forestille sig, at materialet i visse anvendelsessituationer medfører forbrug af andre stoffer, som udgør en fare for forbrugeren. Forbruges materialet direkte under anvendelsen og hvordan »forsvinder« det? Emissioner til luft/vand? Slides det i stykker i tørt/vandigt miljø? Kræver materialet tilførsel af energi, for at kunne anvendes? Giver anvendelsen af materialet anledning til et forbrug af energi på anden måde? Giver anvendelsen af materialet anledning til en energibesparelse eller er det fremstillet med miljø/arbejds miljøforbedring for øje og i hvilken sammenhæng?

Forbruget af materialet kan måske ved uagtsom omgang give anledning til uheld, som kan belaste miljøet/arbejds miljøet. Hvor store mængder kan i givet fald være involveret?

4.3.4 Bortskaffelse/genanvendelse

Efter endt anvendelse hos forbrugeren, dvs. hvis materialet er blevet nedbrudt, er gået itu eller på anden baggrund ikke kan anvendes længere, skal materialet bortskaffes.

Der er 2 overordnede principper for bortskaffelse:

- Bortskaffelse efter deponeringsmetoden, som muligvis indebærer en forbrændingsproces, før deponeringen af restprodukterne. Her vil der dannes en del forbrændingsgasser, som ender i atmosfæren. Hvilke restprodukter og gasser dannes og i hvilke mængder? Hvor vil man typisk deponere restprodukterne/materialet? Der er her flere muligheder: deponering på beskyttet losseplads, deponering på alm. losseplads, opbevaring i forseglede beholdere indtil videre. Dumpning i havet har tidligere været anvendt, men er i følge dansk lov forbudt.
- Bortskaffelse efter genanvendelsesmetoden. Her er der to overordnede måder at genanvende materialet på: Enten kan materialet genanvendes direkte eller også må det oprenses/forædles/konverteres før det kan genanvendes.

Endvidere kan nævnes kompostering af organiske materialer.

Igen må konstruktøren skaffe sig et overblik over de forskellige emissioner, affaldsprodukter og maskiner, processer, hjælpeprodukter og energiforbrug (gevinster), som er indblandet i bortskaffelsesfasen. For vurderingens skyld er det meget vigtigt at sætte den samme grænse for hvornår livscyklus er afsluttet. Skal et evt. oparbejdningsled medtages? Dette kan først besvares, når man har stillet alle sine alternative livscyklus op. Hvis man f.eks. ønsker at medtage et oparbejdningsled for et recirkulerbart materiale, må der for alternativer, som *ikke* kan oparbejdes, medregnes det første trin i

næste livscyklus. Alternativt kan man vælge at opfatte recirkulering som en »besparelse« på miljø/arbejdsmiljø/ressourcer og må da modregne disse bidrag i sammenligningen med bortskaffelsen af de ikke-recirkulerbare alternativer.

Ligeledes må en eventuel risiko i forbindelse med bortskaffelsen/genanvendelsen beskrives så detaljeret som muligt.

Når konstruktøren har fået beskrevet samtlige faser i materialets livscyklus *kvantitativt* og sat tal på energiforbrug der ligger gemt i produktionen, hvilke materialeforbrug der er tale om og hvilke hjælpestoffer, emissioner til luft/vand/jord samt deponeringer der bliver resultatet af hans handlinger, evt. risici forbundet med produktionen, distributionen, forbruget og bortskaffelsen, har han grundredskabet for den egentlige livscyklusanalyse. *Først nu skal han igang med at vurdere miljø- og arbejdsmiljømæssigt, eller indhente ekspertise til en vurdering.*

Konstruktøren vil med sin faglige viden som balast kunne pege på en række alternative materialer, som alle kunne være egnede til bestemte formål. Når han har opstillet sine alternativer, kan han for hvert enkelt af dem udarbejde en livscyklusbeskrivelse. Det virker umiddelbart uoverkommeligt at skulle proceduren igennem for eksempelvis 4 alternativer. Det er imidlertid – som regel – kun den første livscyklusbeskrivelse, der virkelig kræver et større tilbundsgående undersøgelses-/beregningsarbejde.

Som nævnt andre steder i denne rapport vil mange parametres størrelsesorden være den samme for alternative materials vedkommende. Det betyder at man let vil kunne sætte tal på mange »poster« i de efterfølgende livscyklusbeskrivelser.

4.4 Afgrænsning af indgående parametre i livscyklus beskrivelsen

Konstruktøren vil med sin erfaring og sit overblik i øvrigt, ofte kunne sætte grænsen for hvor langt man skal grave sig ned i detaljeringsniveauet, før man kan foretage en afgørende sammenligning af alternative materialer.

Det kan ikke på forhånd defineres hvilke parametertyper, man skal medtage i sin livscyklusanalyse. Generelt kan dog siges, at selve livscyklusbeskrivelsen skal være så detaljeret som muligt. *Når en efterfølgende vurdering finder sted, vil der derimod være plads til, at man kan se bort fra detaljer, som skønnes uvæsentlige.*

4.5 Datakilder, som konstruktøren har adgang til

1. Arbejdshygiejniske brugsanvisninger.
2. Maskiners manualer og datablade.
3. Værktøjskataloger.
4. Materialekataloger. Herunder eksempelvis »Miljø & Energi«, Indkøbsbog og »Ingeniørens Indkøbsbog«.
5. Bilag fra bogholderiet.
6. Journaler fra en evt. kontrolafdeling.
7. Målerapporter fra evt. fastinstallerede og kontinuert aktive måleinstrumenter.
8. Leverandøroplysninger.

9. Diverse opslagsværker, som relaterer til den pågældende produktion.
10. Diverse litteratur, som ikke findes på virksomheden, men som findes på offentligt tilgængelige biblioteker – f.eks. Danmarks Tekniske Bibliotek. Her tænkes på speciallitteratur inden for kemiområdet (eksempelvis Kirk-Othmer, Beilstein (org. kemi), Chemical abstracts (henvisning til artikler), Landolt-Börnstein, Gmelin (uorg. kemi)) og andre store værker indenfor metalområdet, træområdet, tekstilområdet, elektronikområdet, bygningsområdet etc. etc.
11. Databaser, udenlandske såvel som danske. Søgninger kan foretages af bibliotekerne og eksempelvis miljøstyrelsen.

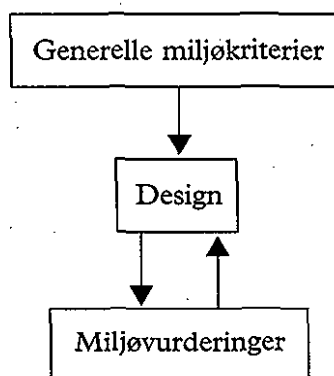
5. Miljøvurdering

Et af formålene med dette projekt er at skitsere en metode til at foretage miljøvurderinger af et materiale i dets livscyklus og sammen med arbejds-miljøvurderinger at integrere dette i produktudviklingsprocessen med henblik på at foretage det miljø- og arbejdsmiljømæssigt set bedste materialevalg. Dette kapitel omhandler ydre miljø.

Som figur 5.1 illustrerer er der to typer miljømæssige »input« til designprocessen. Dels en række af *kriterier*, som karakteriserer et materiale/produkt, der er fremstillet med henblik på minimal miljøbelastning, og som bør indgå i produktudviklingens række af krav og ønsker (kriteriefunktionen), dels en *miljøvurdering* med henblik på at *sammenligne* forskellige alternative materiale- og procesvalg og *udpege kritiske elementer*, som man skal vurdere yderligere og/eller tage forholdsregler overfor. Et generelt princip for indgreb bør være, at de foretages så tæt på kilden som muligt, f.eks. ved ændret design eller alternativt materialevalg. I dette projekt fokuseres primært på konsekvenserne af materialevalget, og hvordan man på en systematisk måde kan vurdere og sammenligne forskellige valgmuligheders miljøkonsekvenser over hele livscyklus. Vurderingen bør omfatte alle elementerne i det udvidede farlighedsbegreb som blev beskrevet i kapitel 3.

Figur 5.1

»Input« til designprocessen



Det er imidlertid vigtigt, at dele af miljøvurderingen kan udføres af konstruktøren selv i samarbejde med materiale- og procesfolk. Ved at inddrage disse mennesker i vurderingerne opnår man den synliggørelse af problemerne, der er så vigtig for deres løsning på langt sigt. Det er i den forbindelse vigtigt, at metoder og værktøjer til miljøvurdering tilpasses konstruktørens arbejdsgang, så det bliver en naturlig del af faktorerne ved ethvert materialevalg. Desuden kræver miljøvurderinger ofte data, som nemmest kan leveres af de teknikere, der sidder ude på virksomhederne.

Hverken på nuværende tidspunkt eller i nærmeste fremtid kan der udvikles en miljøvurderingsprocedure, der f.eks. blot kan lægges ind i en EDB-model og bruges umiddelbart. I de allerfleste tilfælde vil en kritisk vurdering med hjælp fra specialister på området være mere gavnlig. Disse specialister kan være eksternt rekvirerede eller sidde i virksomhedens miljøafdeling.

Miljøvurdering kan deles op i tre trin, som skal tilpasses konstruktørens arbejdsgang:

- identifikation af miljøfarlige stoffer
- opstilling af miljøprofil, relativ vurdering
- risikovurdering af kritiske elementer, specifik vurdering

Konstruktøren bør selv kunne udføre den indledende identifikation af miljøfarlige stoffer i materialet, samt opstille livscyklus og identificere eventuelle miljøfarlige stoffer blandt hjælpe-stoffer, biprodukter o.s.v.

Identifikationen af miljøfarlige stoffer er *ikke* i sig selv et grundlag for at sammenligne forskellige materiale- og procesvalg. Hertil kræves en nøjere vurdering – opstilling af en *miljøprofil*.

En del af de nødvendige data for at opstille miljøprofilen og foretage de forskellige vurderinger skal leveres af konstruktøren, som på dette trin med fordel kan indgå i en *dialog* med relevante eksperter. Computerværktøjer kan støtte ved opstilling af miljøprofil. Sådanne værktøjer har været benyttet i bl.a. Schweiz (BUS, 1984) og nye er under udvikling i Holland (Guinée, 1991).

Hvis miljøprofilen identificerer kritiske elementer også ved det materialevalg, der i øvrigt falder bedst ud, kan konstruktøren forsøge at ændre sit designforslag/materialevalg eller eventuelt sørge for, at der blive truffet andre foranstaltninger. Alternativt kan specialister foretage mere tilbunds-gående specifikke vurderinger.

5.1 Identifikation af miljøfarlige stoffer i et materiale og dets livscyklus

Allerede på et indledende stadium i materialevalgsprocessen kan man med en relativt simpel procedure udpege stoffer, hvis egenskaber gør, at man betegner dem som »miljøfarlige«. Denne identifikation af miljøfarlige stoffer i et materiale og dets livscyklus er den første grove frasortering af materiale- (og proces)-valg.

I arbejdsmiljøvurderingen – kapitel 6 – identificeres problematiske stoffer ved hjælp af en række eksisterende lister. Sådanne lister er endnu ikke etableret indenfor miljøfarlighed.

Det foreslås derfor, at identifikationen *indtil videre* sker på baggrund af kriterierne i EFs netop godkendte regelsæt vedrørende miljøfareklassificering (EF, 1990), som i øvrigt med tiden skal danne baggrund for at integrere miljøfarlighed på listerne over farlige stoffer. Listerne vil dog altid være eksempellister, der ikke er færdige og endegyldige.

5.1.1 Metodens anvendelse og begrænsninger

Metoden identificerer miljøfarlige stoffer ud fra en række af stoffernes iboende egenskaber. Stoffer, der ikke »fanges« af denne metode kan sagtens have (væsentlig) effekt i miljøet. Det afhænger af eksponeringsforholdene (udledte mængder, recipienttype o.s.v.). Identifikationsmetoden er altså kun et første »filter« der fanger stoffer, hvis egenskaber betyder, at det kan være umiddelbart betænkeligt at anvende dem. Hvis man alligevel vælger at anvende det pågældende stof eller materiale bør dette kun ske efter nøjere vurderinger, så man på et forsvarligt grundlag har sikret sig, at der ikke opstår uønskede miljøeffekter. Konstruktørens handlemuligheder vil blive diskuteret særskilt i afsnit 9.2.

Metoden omfatter kun kemiske enkeltstoffer, og man har endnu ikke fået afklaret, hvornår en stofblanding eller et materiale bestående af flere stoffer

skal betegnes som miljøfarligt. Der er fra en nordisk arbejdsgruppe foreslået en procentvis grænse for indholdet af miljøfarlige stoffer i et materiale (Gustafsson & Ljung, 1990).

Konstruktøren kan først se på de mulige materialevalg og undersøge om miljøfarlige stoffer indgår i disse. Senere kan han/hun gennemgå livscyklus med henblik på at identificere miljøfarlige hjælpstoffer (katalysatorer, udgangsprodukter, bindere o.s.v. samt nedbrydnings- og forbrændingsprodukter).

Et problem ved identifikationsmetoden kan være datamangel. Dette er diskuteret i kapitel 9.

5.1.2 Nøgleegenskaber til identifikation af miljøfarlige stoffer

I henhold til (EF, 1990) identificeres miljøfarlige stoffer ved hjælp af følgende økotoxikologiske egenskaber, alle specielt relateret til det akvatiske miljø:

- toksicitet
- bionedbrydelighed
- potentiel bioakkumulerbarhed

Ud fra en række simple nøgleparametre er der opstillet såkaldte formelle kriterier for hvornår stoffet havner i gruppen af de miljøfarlige. Dette er baseret på grænseværdier for hvornår stoffet er miljøfarligt. Der er tale om parametre, der alle indgår i en anmeldelse af et nyt kemisk stof i Danmark. Endelig kan ikke-formelle kriterier opfange stoffer med andre uheldige egenskaber (effekter på jordboende dyr, ozonlag o.s.v.). Se i øvrigt tabel 5.1, hvor de formelle kriterier er angivet. Der arbejdes p.t. i EF-regi på at opstille formelle kriterier for bl.a. terrestriske effekter. Den nordiske arbejdsgruppe, der har arbejdet med at stille kriterier op, har også inddraget toksiciteten på rotter ved oral indtagelse og inhalation (Gustafsson & Ljung, 1990). Dette indgår indtil videre ikke i EF-klassifikationen.

Toksicitet

Med et stofs toksicitet forstås dets evne til at skade levende organismer -- til at fremkalde effekt. Forskellige stoffer kan have forskellige toksiske egenskaber i forskellige dele af miljøet. Virkningen kan været akut (død) eller af mere langsigtet karakter, d.v.s. subakut eller kronisk. Det er derfor svært at udnævne én eller få parametre, der er dækkende for et stofs effekt.

En meget benyttet indikation af et stofs giftighed er dets akutte toksicitet. Denne udtrykkes ofte ved LC_{50} værdien, som er den koncentration, der i korttidsforsøg (24-96 timer) giver 50 % døde organismer (f.eks. fisk). For det akvatiske miljø måler man også effekter på alger, hvor man finder den koncentration, der i standardiseret korttidsforsøg (ofte 72 timer) giver 50 % væksthæmning. Denne værdi kaldes EC_{50} værdien. Når man måler effekt på hvirvelløse dyr (tit daphnier) måler man den koncentration, der betyder at 50 % af dyrene immobiliseres (EC_{50} el. IC_{50}).

I identifikationen benyttes den akutte toksicitet for fisk, alger eller daphnier.

Tabel 5.1 Kriterier for miljøfarlighed af kemiske stoffer

1) Meget toksisk for akvatiske organismer:

Akut giftighed:	LC ₅₀ (fisk, 96 hr)	≤ 1 mg/l
	EC ₅₀ (daphnier, 48 hr)	≤ 1 mg/l
	EC ₅₀ (alger, 72 hr)	≤ 1 mg/l

2) Toksisk for akvatiske organismer:

Akut giftighed:	LC ₅₀ (fisk, 96 hr)	≤ 100 mg/l
	EC ₅₀ (daphnier, 48 hr)	≤ 100 mg/l
	EC ₅₀ (alger, 72 hr)	≤ 100 mg/l

3) Ikke let-nedbrydeligt

Stoffer, der ikke er let-nedbrydelige i 28 dages bionedbrydningstests som anbefales af OECD.

4) Potentielt bioakkumulerbart

Biokoncentrationsfaktor:	BCF ≥ 100 eller
Oktanolvand fordeling:	logK _{ow} ≥ 3

MILJØFARLIGE STOFFER: Stoffer der tilhører gruppe 1)
eller 2) og 3)
eller 2) og 4)
eller 3) og 4)
eller 2) og 3) og 4).

Bionedbrydelighed

De fleste organiske stoffer kan nedbrydes i miljøet. Hvilke mekanismer, der indgår i nedbrydningen, og hastigheden hvormed den foregår, varierer meget fra stof til stof. Der kan være tale om abiotisk nedbrydning ved hydrolyse eller fotokemiske reaktioner eller biologisk nedbrydning, hvor mikroorganismer ved hjælp af enzymer omsætter og nedbryder stoffet. Bionedbrydning anses for at være den væsentligste nedbrydningsmekanisme i vand, jord og sediment.

Nogle stoffer er nemmere for mikroorganismerne at omsætte end andre. Med et stofs bionedbrydelighed forstår man, hvor hurtigt og fuldstændigt det nedbrydes under indvirkning af mikroorganismer. Man skelner mellem let- og ikke-letnedbrydelige stoffer. Ikke-letnedbrydelige stoffer vil kunne spredes vidt både regionalt og i nogle tilfælde globalt og således eksponere følsomme organismer langt fra udledningsstedet.

Letnedbrydelige stoffer, er stoffer som passerer de af OECD anbefalede standardtests for let nedbrydelighed. Det betyder at stoffet under de givne prøvningsbetingelser nedbrydes indenfor en 28 dages periode, hvilket tolkes således at stoffet under normalt herskende miljøforhold forventes at blive helt nedbrudt i løbet af relativt kort tid.

Imidlertid er det et relativt begrænset antal stoffer, der er testet efter de standardiserede retningslinier, og indtil videre må man for mange stoffer basere nedbrydeligheden på andre målinger. Forholdet mellem det biokemiske iltforbrug (BOD) og det teoretisk iltforbrug (COD) er et eksempel herpå.

Uorganiske stoffer (f.eks. metaller) kan ikke nedbrydes biologisk, men kan omsættes til bestemte forekomstformer. En fuldstændig mineralisering til CO_2 og vand er imidlertid ikke mulig.

Ved identifikationen benyttes enten resultatet fra en OECD-test for let nedbrydelighed eller i mangel af sådant forholdet mellem biologisk og kemisk iltforbrug (BOD/COD).

Bioakkumulation

Når levende organismer udsættes for et kemisk stof (f.eks. fisk i et forurenset vandløb) vil der ske en massetransport af stof ind i organismerne. Noget stof vil blive metaboliseret, noget udskilt, mens resten vil blive ophobet i biomassen – der sker en bioakkumulation.

Bioakkumulation kan både være direkte og indirekte. Man taler om direkte bioakkumulation, hvis organismerne optager stoffet direkte fra omgivelserne (fisk i forurenset vand, dyr i forurenset luft), mens man taler om indirekte bioakkumulation, hvis et dyr optager og akkumulerer et stof via føden.

For at kvantificere bioakkumulationen har man defineret et stof bio-koncentrationsfaktor BCF. BCF udtrykker forholdet mellem et stofs koncentration i organismerne og dets koncentration i omgivelserne efter en vis eksponeringstid.

Der er kun fundet eksperimentelle BCF for et fåtal af stoffer. Organiske ikke-ioniserede stoffer med lav vandopløselighed har en tendens til at optages i organismernes fedtvæv. Et kemisk stofs tendens til at fordeles mellem fedt og vand udtrykkes ved oktanol/vand fordelingskoefficienten K_{ow} , og mange undersøgelser har bekræftet god korrelation mellem BCF og K_{ow} . K_{ow} benyttes derfor som en indikator for stoffets potentielle bioakkumulerbarhed.

Nøgleparametrene for potentiel bioakkumulerbarhed er: BCF og/eller $\log K_{ow}$.

5.1.3 Fremskaffelse af data

Nøgleparametrene findes ved søgning i databaser og opslagsværker.

Følgende datakilder anbefales til brug ved søgningerne. Database søgningerne kan ske gennem bl.a. Miljøstyrelsens bibliotek og Danmarks Tekniske Bibliotek.

Søgning i databaser

ECDIN

ECDIN står for Environmental Chemicals Data and Information Network. Det er en faktadatabank under EF. Den er designet som et instrument til at indhente miljørelevante oplysninger om kemiske stoffer. Basen omfatter 122.000 stoffer, men med stærkt varierende dækningsgrad. Der eksisterer således kun toksikologiske data for ca. 18.000 stoffer og oplysninger om miljømæssige koncentrationer for ca. 1700. Holse (1990) pegede på, at den ikke er blevet opdateret i lang tid og derfor ikke benyttes så meget mere. En opdateret version er nu kommet op igen efter en pause.

RTECS

Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. Denne faktadatabank indeholder data om sundhedseffekter for kemiske stoffer. Der er typisk tale om resultater af dyreforsøg. For nogle stoffer findes LC og LD50 værdier for rotter og andre forsøgsdyr. Der er rapporteret en del langtids- og genotoksiske forsøg. Søgningen i RTECS skal tages med noget forbehold, da ikke alle data er evaluerede. Se i øvrigt afsnit 6.2.1.

HSDB

Hazardous Substance Data Bank indeholder letlæselige og – for de velbeskrevne stoffer – udtømmende beskrivelser af stoffernes forekomst, fremstilling, fabrikanter, brug, produktionsmængder, fysisk-kemiske egenskaber, sikkerhed og kemikaliehåndtering, human toksikologi og miljømæssige egenskaber (kilder, emissionsmængder, eksponeringsveje, nedbrydning, opførsel i jord, vand og luft, sorption, akkumulation, akvatisk toksikologi m.v.). For visse stoffer er det nærmest en guldgrube af oplysninger, der helt dækker identifikationsmetodens behov, men de fleste stofdata er stadig for mangelfulde omkring f.eks akvatisk toksikologi. Basen omfatter ca. 4100 stoffer.

AQUIRE

Aquatic Information Retrieval database er en EPA-base, der dækker litteratur tilbage fra 1970. Den indeholder data for omkring 5200 stoffer på akutte, kroniske og sublethale effekter og bioakkumulation på akvatiske organismer (både salt- og ferskvand). AQUIRE er kommercielt tilgængelig og bl.a. Miljøstyrelsen abonnerer på den. Basen er meget relevant for den foreslåede identifikationsprocedure. Man da der på mange stoffer er store mængder data er det nødvendigt at afgrænse sin søgning (F.eks LC50, 96 hr).

Søgning i håndbøger og anden litteratur

Verschuren, K. (1983). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold, New York

»Biblen« indenfor miljødata har i mange år været Karel Verschurens »Handbook of environmental data on organic chemicals«. Denne bog indeholder da også en enorm mængde miljødata for organiske stoffer, men sidste udgave af værket er efterhånden 8 år gammel og med den mængde data, der i stigende grad akkumuleres i takt med intensiveringen af miljøforskningen, må man nok konstatere at dataene er ved at blive uaktuelle, og der forventes ikke nogen ny udgave af værket.

Nikunen, E., Leinonen, R., Kultamaa, A. (1990). Environmental Properties of Chemicals. Research Report 91. Ministry of Environment, Finland.

Nyt finsk værk, der udfylder hullet efter Verschuren. Det indeholder udførlige eksponerings og effektdata for over 1700 stoffer både organiske og uorganiske. Rapporten er så ny, at den kun er blevet benyttet sparsomt i forbindelse med dette projekt. Det vurderes imidlertid at være et uundværligt opslagsværk til identifikationen.

Patty (1982). Industrial Hygiene and Toxicology.

Pattys Industrial Hygiene and Toxicology fra 1982 er et oversigtsværk med informationer om forbrug, fysisk-kemiske data, miljø- og sundhedseffekter. Værket trænger imidlertid til en opdatering.

Sax, N.I. & Lewis, R.J. (1989). Dangerous Properties of Industrial Materials, 7.udg. Vol I-III. Van Nostrand Holland, New York.

Sax og Lewis' »Dangerous Properties of Industrial Materials« indeholder oplysninger om sundhedseffekter (bl.a. LD50-værdier). Den er let at bruge, men indeholder ikke mange miljørelevante oplysninger. Værket indeholder oplysninger om pyrolyseprodukter.

Lyman, W.J., Reehl, W.F. & Rosenblatt, D.H. (1982). Chemical Properties Estimation Methods, McGraw Hill, New York.

»Chemical Properties Estimation Methods« af Lyman, Reehl og Rosenblatt præsenterer metoder til estimation af vigtige egenskaber ved kemikalier, blandt andet vandopløselighed og oktanol/vand-fordeling. Der er opgivet log K_{ow} for en del stoffer.

The Merck-Index (1989). 11'th Edition. Merck & Co, Inc.

The Merck Index indeholder fysisk-kemiske data og sundhedsmæssige egenskaber for kemiske stoffer og produkter. Indeholder stort set ikke økotoxikologiske data.

Rippen, G. (1990). Handbuch Umweltchemikalien.

Nyt tysk værk, der indeholder meget omfattende miljødata om ca 100 stoffer.

Howard, P.H. (1989). Handbook of Environmental fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Vol I: Large Production and Priority Pollutants. Vol II: Solvents. Lewis Publishers, Michigan.

Nyt omfattende håndbogsværk, der indeholder udførlige oplysninger om bionedbrydelighed, bioakkumulation og andre vigtige parametre til kemiske fate-beskrivelser. Mange af oplysningerne er magen til de fate-relaterede oplysninger man får ved søgning i HSDB. De foreløbig to bind i serien omfatter ca. 150 stoffer. Bind 3 og 4 udkommer i løbet af foråret 1991.

Environmental Health Criteria, International Programme on Chemical Safety, WHO.

Serien Environmental Health Criteria er en serie i forbindelse med International Programme on Chemical Safety (IPCS) og udgives af WHO. Der er udarbejdet monografier over en række stoffer, hovedsageligt med sundhedsmæssige data, men i stigende grad også med miljødata. Det er dog trods alt stadig relativt få stoffer, der indgår i serien.

De mest velegnede datakilder ved den indledende screening vurderes at være Nikunen og HSDB/Howard for bioakkumulering og bionedbrydning og AQUIRE og Nikunens værk for effekter.

De nævnte datakilder er omfattende, men imidlertid ikke omfattende nok når det drejer sig om de mange stoffer en konstruktør kan komme ud for at skulle benytte. Datamangel vil derfor være et væsentligt problem, som det også vil blive illustreret i kapitel 8. I sådanne tilfælde må man konsultere eksperter eller få lavet undersøgelser.

5.2 Opstilling af miljøprofil

Opstilling af en miljøprofil er grundlaget for en relativ vurdering af forskellige materialevalg med henblik på at sammenligne alternativer. Som skitseret i kapitel 3 er der brug for at vurdere flere elementer i forhold til det ydre miljø. Det er

- emissioner
- ressourceforbrug
- affald

Spørgsmålet er nu hvordan disse elementer opgøres og hvordan de sammenlignes for to alternative materialevalg til samme produkt, som et led i designprocessen. Det skal bemærkes at opgørelsen af ressourceforbruget behandles i kapitel 7.

Den opstillede metode indeholder i vid udstrækning de samme hovedelementer som den (produkt)vurderingsmetode, der er under udvikling af CML i Holland (Guinée et al, 1990) og hvis forgængere både CML (Mekel & Huppes, 1990) og BUS (1984) gør brug af. I disse metoder opgøres emissioner så vidt muligt kvantitativt og omregnes via eksisterende grænseværdier til enheder af forurenende luft og vand. Svaghederne ved dette er imidlertid, at sådanne grænseværdier ofte er en skøn sammenblanding af politiske kompromiser, human- og (eventuelt) økotoxikologiske overvejelser. Den aktuelle eksponeringssituation inddrages slet ikke.

Det er derfor valgt at foretage vurderinger på en noget anderledes måde, nemlig via farlighedsvurderinger.

5.2.1 Emissioner – farlighedsvurderinger

I dette trin af miljøvurderingen er det ikke nok blot at identificere »miljøfarlige« stoffer. En kvalificeret vurdering må som nævnt i højere grad inddrage både eksponering og effekt af de stoffer, som emitteres til miljøet i løbet af materialets livscyklus. Der er tale om at udføre en *farlighedsvurdering* af hver enkelt stofudsendelse, og materialevurderingen bliver da en form for summation af en række farlighedsvurderinger.

Desuden skal medtages en vurdering af materialets egenskaber i miljøet i de situationer, hvor materialet selv ender i miljøet. En vurdering af materialerne bør derfor dække to aspekter:

- vurdering af materialets egenskaber (miljøfordeling, omdannelse og nedbrydning, bioakkumulerbarhed og effekter) i forskellige delmiljøer
- vurdering af nedbrydning og stoffrigivelse fra materialet til miljøet. Disse enkeltstofvurderinger svarer til vurderingerne nævnt ovenfor.

Der er gennem de sidste årtier udviklet flere forskellige systemer til at vurdere kemiske enkeltstoffer. De to mest egnede er det tyske EHR-system og det svenske ESTHER, der begge opstiller operationelle scoringssystemer med henblik på at beregne et farlighedsindex (Damborg, 1991c).

EHR-systemet har imidlertid nogle svagheder, idet det bl.a. regner bioakkumulering som en effekt i sig selv, hvilket er i modstrid med de principper, der anvendes i identifikationssystemet (EF) og OECDs retningslinier for farlighedsvurdering. ESTHER-systemet er velegnet fordi det både medtager mængder og fordeling som parametre for eksponeringen af forskellige delmiljøer samt effekter i flere forskellige delmiljøer. ESTHER har dog valgt at udelade luftmiljøet som recipient for forureningen og har endnu ikke fået fastlagt hvilke kriterier, der anvendes for terrestriske organismer (Damborg, 1991c).

Til brug i denne miljøvurdering er det valgt at benytte de elementer som ESTHER-systemet anvender. Vurderingerne af stoffer og materiale bør således indeholde følgende elementer:

Eksponering:

- emissionsanalyse
- transport og miljøfordeling
- omdannelse og nedbrydning

- bioakkumulation
- mobilitet i jord

Effekt:

- effekter i det akvatiske miljø
- effekter i det terrestriske miljø
- effekter på højere dyr og mennesker (topkonsumenter)
- effekter på biologiske rensningsanlæg

Samlet vurdering

Desuden

Bidrag til regionale og globale miljøproblemer.

I det følgende er der opstillet kriterier for, hvornår elementerne i eksponerings- og effektanalysen medtages i farlighedsvurderingen, altså hvornår der er potentiale for eksponering af og/eller effekt på forskellige delmiljøer. Dette sker med henblik på at vurdere potentialet for miljøskade som følge af en emission. For hvert element er der desuden beskrevet en række generelle forhold.

Emissionsanalyse

Ved denne analyse opgør man emissioner (udsendelse af stof til luft, jord og vand) gennem materialet/produktets livscyklus. Det opgøres, hvilke stoffer der er tale om, initial recipienttype (luft, vand, jord) og – så vidt det er muligt – i hvilke mængder (f.eks. pr. kg materiale eller pr. produktenhed). Desuden skal man opgøre hvilke mængder af affald (fast affald, kemikalieaffald), der dannes gennem livscyklus.

I praksis bliver der tale om at finde data for elementerne i skemaet, figur 5.2.

Figur 5.2

Oversigt over emissionanalyse

	<i>Vand</i>	<i>Luft</i>	<i>Jord</i>	<i>Affald</i>
Produktion af råmaterialer				
Produktion				
Øvrige led				
Distribution				
Brug				
Genanvendelse				
Bortskaffelse v. forbrænding kompostering deponering				

Produktion

Udgangspunktet for en emissionsanalyse af produktionsfasen er, at man for hvert produktionsled kender art og forbrug af råvarer og hjælpestoffer, har overblik over emitterende processer og kender mulighederne for driftsforstyrrelser og uheld. Herudfra kan man give et bud på sammensætning, type og mængde af emissioner. Dette skal kombineres med viden om normalt anvendte forureningsbegrænsende foranstaltninger.

Distribution

Udover emissionerne fra energiforbruget vil transportfasen under normale forhold spille en mindre rolle, hvad angår emissioner. Derimod vil der ved uheld under distribution ofte kunne ske store udslip til det ydre miljø.

Brug

Ved at gennemtænke normal brug af det produkt, hvori materialet indgår, kan man – som for de øvrige faser – opgøre mulige emissioner til luft, jord og vand. Desuden skal mulighed for direkte eksponering af brugeren ved f.eks. afsmitning eller afdampning vurderes særskilt, således at miljø- og sundhedsskadelige effekter forebygges mest muligt. Der kan ofte tages udgangspunkt i allerede fastsatte grænseværdier i de 3 medier: luft, drikkevand og jord. Dog kan der kun accepteres et vist bidrag fra eksponeringen under brug, f.eks. 10 %.

Genanvendelse

Emissionerne fra de forskellige mulige genindvindings- og genanvendelsesprocesser skal opgøres. Dette gøres i princippet på samme måde som under produktion.

Bortskaffelse

Bortskaffelse kan enten ske ved deponering (losseplads el. lign.) eller ved forbrænding. Kompostering af organiske materialer er en tredje mulighed.

Ved deponering på losseplads og ved behandling i komposteringsanlæg skal muligheden for frigivelse af stoffer fra materialet vurderes.

For forbrænding skal man kende forbrændingsprodukter under forskellige afbrændingsforhold og den procentvise fordeling af disse, der skal sammenholdes med rensningsgraden i et affaldsforbrændingsanlægs røg-gasrensning.

I det omfang metalholdige materialer går til affaldsforbrænding kan metallernes fordeling forudsiges efter retningslinierne i tabel 5.2, der stammer fra en schweizisk undersøgelse (Brunner & Mönch, 1986). Tallene kan kun tages som indikationer af de gennemsnitlige forhold der vil herske i et dansk affaldsforbrændingsanlæg, da fordelingerne ikke blot er afhængige af metallernes egenskaber, men også af forbrændingsforholdene, der varierer fra anlæg til anlæg og af affaldets sammensætning, der selvsagt altid varierer. Chrom og Nikkel kan antages at følge jern og kobber.

Tabel 5.2 *Metallers fordeling mellem afgangsgas, elektrofilterstøv og slagge ved affaldsforbrænding. Efter (Brunner & Mönch, 1986).*

Stof	gas %	EPS-støv %	slagge %
Fe	0,02	1	99
Cu	1	10	89
Zn	4	45	51
Pb	5	37	58
Cd	12	76	12
Hg	72	24	4
C	98	0,4	1,6
F	27	39	34
S	40	26	34
Cl	67	20	13
Total massebalance:	77	2,5	20,5

C går primært ud i røggassen som CO_2 . De 2 procent der ikke går på gasfase er carbonater (10-30%) og uomsatte organiske forbindelser. S emitteres via røggassen som SO_2 , mens chlor og flour emitteres via røggassen primært som HF og HCl.

Hvilken form metallerne befinder sig på ved forbrændingen har naturligvis stor indflydelse på, hvordan de fordeles. F.eks. giver højt indhold af chlor (f.eks. fra PVC) anledning til dannelse af metalchlorider, der er mere flygtige end metallet selv og som altid er meget vandopløselige. Chlor kan også medføre dannelse af chlorerede organiske forbindelser.

Generelt

Vurdering af emissioner over et materiales livscyklus bør også inddrage frigivelse af fast materiale, *omend det dog normalt må forventes, at eksponeringskoncentrationen af (partikulært) materiale i miljøet vil være relativt lav.*

Emissionsanalysen skal gøre rede for de forureningsbegrænsende foranstaltninger, der normalt tages i anvendelse, idet dette er en forudsætning for at fastslå emissionerne til miljøet. Ved emissionsanalyserne benyttes forholdene ved »normal gennemsnitlig teknologi«.

Mange emissioner sker som følge af uheld eller ulykker. Opgørelsen bør særskilt inddrage dette aspekt.

Indsamling af data til emissionsanalysen kan ske ved kontakt til teknikere, der har kendskab til de aktuelle procesudformninger, ved litteratursøgning, specielt brancherelaterede miljøprojekter og myndighedskontakter.

Transport og fordeling i miljøet

Hvilke delmiljøer, der eksponeres for et emitteret stof afhænger af, hvordan stoffet fordeler sig i miljøet. Dette vil umiddelbart efter udledningen afhænge af egenskaberne ved det nærmiljø som stofferne udledes til, men over en længere periode vil fordelingen bevæge sig mod en form for ligevægtssituation (steady-state), hvor fordelingen i højere grad afhænger af stoffernes egenskaber. Tidligt i en materialevurdering vil det ikke være muligt at fastlægge et nærmiljø for udledningerne og det er derfor kun muligt at vurdere den forholdsmæssige fordeling af stofferne ved steady-state eventuelt suppleret med generelle overvejelser om spredning og fordeling i det delmiljø som stoffet ledes ud til (luft, vand, jord).

En indledende vurdering af miljøfordeling af organiske stoffer ved steady-state kan ske ved hjælp af Mackays fugacitetsmodel. Denne models 1. niveau, som er en ligevægtsbetragtning baseret på fysisk/kemiske data, kan bruges til at give et indtryk af enkeltstofferne tendens til fordeling i miljøet (Damborg, 1991a). Modellen udmærker sig ved, at der kun kræves få oplysninger om enkeltstofferne, men er problematisk ved, at ligevægtssituationen normalt aldrig opnås i virkeligheden, samt at fordelingen af de emitterede stoffer som sagt i meget høj grad afhænger af udledningsformen samt nærmiljøets karakter. Desuden kan den kun benyttes for organiske enkeltstoffer. Den simple fordelingsbetragtning bør derfor ikke stå alene i vurderingerne, men skal suppleres med overvejelser om emissions- og stoftransportforholdene, hvor specielt fordampning og adsorption spiller en væsentlig rolle.

Det anbefales at benytte Mackays fugacitetsmodels 1. niveau suppleret med oplysninger om initial recipient. Herved fås en vurdering af hvilket delmiljø stoffer i første omgang udsendes til og om det har tendens til at »flygte« fra dette. De nødvendige fysisk-kemiske data for denne beregning findes i de datakilder, der er angivet i afsnit 5.1.

Stoffer og materialer kan omsættes og nedbrydes i miljøet ved biologiske og fysisk-kemiske processer. Hvilke processer, der er tale om for et aktuelt stof og/eller materiale i en given situation afhænger bl.a. meget af forholdene i omgivelserne.

Enkeltstoffer, der emitteres til miljøet vil i de forskellige delmiljøer blive udsat for en række processer af fysisk-kemisk eller biologisk art, der kan bevirke at stofferne nedbrydes. Hvis stofferne ikke nedbrydes vil de – afhængigt af deres øvrige egenskaber – kunne transporteres vidt omkring i miljøet og måske have effekter langt fra udledningsstedet på en måde som ingen havde forudset. Velkendte eksempler på dette er PCB og DDT.

De væsentligste processer til omsætning og nedbrydning af kemiske stoffer i miljøet er

- fotonedbrydning
- kemisk nedbrydning
- bionedbrydning

Den fotokemiske nedbrydning, som foregår under direkte eller indirekte virkning af sollys, vil kun ske i luftmiljøet og på overfladen af jord, vand og planter. Denne nedbrydningsform kan være væsentlig i luftmiljøet, og i vurderingen af stoffer, der emitteres til luften eller har tendens til at fordampe fra andre delmiljøer bør muligheden for fotokemisk omsætning af stoffet indgå.

Kemisk nedbrydning sker ved reaktioner med andre kemiske stoffer. Hydrolyse er den vigtigste reaktionsproces i vand, jord og sedimenter.

Det er biologisk nedbrydning, der er den væsentligste omsætningsproces i jord og vand. Ved bionedbrydning nedbryder mikroorganismer som svampe- eller bakteriearter stofferne ved dannelse af enzymer, der kan spalte stofferne. Nedbrydningen kan være aerob (med ilt) eller anaerob (uden ilt). Nedbrydningen af organiske stoffer kan resultere i, at stofferne omdannes til andre mere eller mindre stabile forbindelser (nedbrydningsprodukter), hvilket man kalder *primær* nedbrydning. Der kan også ske en *ultimativ* nedbrydning til kuldioxid/methan og vand samt uorganiske salte. Uorganiske stoffer (f.eks. metaller) kan ikke nedbrydes ultimativt, men kan omdannes til f.eks. metaloxider.

Bionedbrydningen vil foregå i vandfasen af det miljø, som stoffet befinder sig i. Derfor er omgivelsesfaktorerne af stor betydning for nedbrydeligheden i f.eks. jord og sedimenter. Stoffer, der er bundet hårdt til den faste fase, vil ofte have svært ved at blive nedbrudt. Iltforhold, temperatur, saltholdighed og pH er andre væsentlige faktorer. Desuden er koncentrationen af stoffet væsentlig, idet man ved lave (miljørealistiske) koncentrationer ofte ser meget langsom nedbrydning.

Til vurderingen af kemiske enkeltstoffers biologiske nedbrydelighed er udviklet en række tests, der især er standardiseret af OECD, men som nu også i væsentligt omfang er overtaget af EF. Testene opdeler i det væsentligste stofferne i tre grupper: Let nedbrydelige, potentielt nedbrydelige og tungt nedbrydelige.

I farlighedsvurderingen af de emitterede stoffer fra et materiales livscyklus skal man vurdere stoffets nedbrydelighed i *de aktuelle delmiljøer*. Dette skal ske i sammenhæng med stoffets egenskaber og heraf følgende tilgængelighed for nedbrydning.

Et stof vurderes som ikke let nedbrydeligt i vand og jord, hvis det ikke

karakteriseres som »let nedbrydeligt« i henhold til OECDs tests eller hvis der i mangel på sådanne test er rapporteret om undersøgelser, der indikerer at stoffet ikke nedbrydes relativt hurtigt (f.eks. BOD/COD < 0,5). I jord skal adsorptionsforhold dog medtages i vurderingen.

Oplysninger om kemiske stoffers nedbrydelighed findes i det væsentligste i de datakilder, der er angivet i afsnit 5.1.3. For enkeltstoffer kan man desuden supplere disse datakilder med søgninger i diverse on-line databaser.

I vurderingen af miljøkonsekvenserne af et materialevalg skal der, som nævnt tidligere, også indgå en vurdering af *materialets* egenskaber i forskellige sammenhænge. For et fast materiale er den mulige nedbrydning af materialets struktur og deraf følgende frigivelse af enkeltstoffer, aktuel bl.a. ved deponering på losseplads, ved omsætning i komposteringsanlæg og ved diffus spredning i miljøet.

Et fast materiale indeholder en lang række andre stoffer end blot bærematerialet, der danner basis for selve materialet. En nedbrydning af materialet vil derfor indebære nedbrydning af alle de enkeltstoffer som materialet indeholder samt en mulig frigørelse af disse fra materialet til omgivelserne. Omsætningen af faste materialer i miljøet kan derfor betragtes som bestående af en række processer af kemisk eller mikrobiel karakter, der bevirker en forvitring af materialet eller en nedbrydning af dets enkeltkomponenter (Damborg, 1991b).

Ved *forvitring* er der tale om en kemisk proces, hvor materialet til en vis grad disintegreres og enkeltstoffer frigives fra materialets matrix. Der er således ikke tale om en egentlig nedbrydning af enkeltstofferne, omend der kan ske en kemisk modifikation af disse. Ved den mikrobielle *nedbrydning* kan alle enkeltstofferne i materialet blive nedbrudt enten primært under dannelse af forskellige (stabile) nedbrydningsprodukter eller ultimativt til kuldioxid/methan, vand og uorganiske salte (Damborg, 1991b).

Det første trin i en nedbrydning af et materiale kan være en frigørelse af enkeltstoffer fra materialets matrix ved fordampning eller udvaskning. Denne proces kan forløbe fuldstændigt, således at materialet forvitres fuldstændigt og alle enkeltstofferne frigøres. Processen kan dog også standse, inden alle enkeltstoffer er frigjort. Herved kan materialets egenskaber ændres og i sin yderste konsekvens kan materialet findeles til små partikler uden at der er tale om ultimativ nedbrydning af materialets enkeltstoffer.

En vurdering af et fast materials omsætning i miljøet kan have til hensigt at afklare om materialet er *holdbart* eller om det *omdannes fuldstændigt*. Ved en indledende undersøgelse af et materials omsætning må der tages udgangspunkt i de oplysninger vedrørende materialets ultimative nedbrydelighed, som det er muligt at fremskaffe via litteratursøgninger. Desuden må der foretages en vurdering af om enkeltstoffer i materialet vil kunne frigives under de fysiske kemiske betingelser, som materialet vil kunne udsættes for. Såfremt det vurderes, at enkeltstoffer vil kunne frigives, bør der foretages en vurdering af disse enkeltstoffers ultimative nedbrydelighed ud fra litteratur, der omhandler nedbrydelighed af enkeltstoffer (Damborg, 1991b).

Såfremt det ikke er muligt at foretage en tilstrækkelig vurdering af materialets nedbrydelighed ud fra litteraturoplysninger må dette undersøges med relevante tests. Damborg (1991b) har gennemgået en række eksisterende metoder til undersøgelse af faste materials omsætning, der enten tager udgangspunkt i testning af et materials holdbarhed eller i et enkelt stofs bionedbrydelighed. Da et materiale typisk er sammensat af flere

enkeltstoffer kan ingen af de refererede metoder anvendes til testning af et materiales *ultimate nedbrydelighed* (Damborg, 1991b).

Forvitringen af selve materialet kan følges direkte ved vægtreduktion eller ændring af egenskaber. Eventuelt kan nedbrydningen følges ved analyse af kuldioxid/methandannelse eller iltforbrug. Eventuelle udvaskede stoffer fra materialet følges med specifikke analyser af kendte indholdsstoffer i et ekstrakt af testmediet, eventuelle uønskede egenskaber ved udvaskede stoffer og nedbrydningsprodukter søges registreret ved screening for toksicitet og/eller screening for stoffer med høj $\log K_{ow}$ -værdi. Bio-nedbrydeligheden af disse stoffer kan undersøges i henhold til OECDs undersøgelsesstrategi eller ved søgning i databaser/håndbogslitteratur (jvf. afsnit 5.2).

Metoder til testning af materialers skæbne i forskellige miljøsammenhænge er endnu ikke fuldt udviklede. Mange eksisterende materialetests kan imidlertid modificeres til at omfatte miljøforhold. Der foregår i øjeblikket en udvikling og afprøvning af testmetoder for potentiel nedbrydning af plastmaterialer under aerobe forhold i komposteringsanlæg og anaerobe forhold i biogasanlæg. Arbejdet udføres af Vandkvalitetsinstituttet, ATV for Miljøstyrelsen/Genanvendelsesrådet. Metoderne forventes at kunne udvides til at omfatte andre materialer end plast, ligesom metodeprincippet forventes at kunne overføres til andre delmiljøer end komposteringsanlæg/biogasanlæg (Damborg, 1991b).

Bioakkumulerbarhed

Bioakkumulation er et vigtigt aspekt i eksponeringsanalysen fordi en opkoncentrering af et forurenende stof kan betyde at stoffet transporteres gennem fødekæderne med eksponering af mennesker og højerestående dyr til følge.

Forskningen i bioakkumulation har mest drejet sig om akkumulation af kemiske *enkeltstoffer* i vandlevende organismer, især fisk, og man er ved at have et godt kendskab til hvilke parametre, der styrer disse processer. Bioakkumulation indgår som parameter i diverse standardiserede farlighedsvurderinger (Kristensen & Tyle, 1990), idet man benytter BCF eller K_{ow} .

Den gode korrelation mellem BCF og K_{ow} har antydnet, at det er et stofs lipofile egenskab der er den afgørende parameter i bioakkumulationsprocessen. Dette er da også i vid udstrækning tilfældet for neutrale organiske stoffer med $\log K_{ow}$ mellem 1 og 6. Så snart man bevæger sig uden for disse grænser eller har at gøre med letmetaboliserbare stoffer (stoffer, som omsættes og udskilles ligeså hurtigt som de optages), ioniserbare stoffer, stoffer med stor molekylvægt (>700) eller metaller og organometaller er denne sammenhæng ikke længere så enkel. Det viser sig at en række andre forhold også har betydning for et stofs evne til at bioakkumulere (Barrow, 1990), nemlig

- sterisk hindring (størrelse og form af molekylerne),
- stoffets fordeling i organismen
- stoffets biotransformerbarhed (hvorvidt fiskene kan metabolisere stoffet)
- miljøparametre (salinitet m.fl.)
- biotilgængelighed

Det sidste betyder bl.a., at meget lipofile stoffer ikke nødvendigvis bioakkumuleres på grund af lav vandopløselighed og deraf følgende lav biotilgængelighed.

Derfor er der grund til at understrege, at farlighedsvurderingernes for-

simplede sammenhæng mellem bioakkumulerbarhed og K_{ow} kun er et bud på et stofs potentielle bioakkumulerbarhed, som kun med forbehold og forsigtighed kan benyttes i mere præcise estimater af biokoncentreringen.

I en tilbundsgående vurdering af kemiske stoffers skæbne i miljøet er bioakkumulation i fisk naturligvis ikke tilstrækkelig. Der vil også blive tale om vurderinger af spredning i andre delmiljøer og heraf følgende akkumulation gennem føde m.v. for andre dyr.

Mens man som sagt i nogen grad har et overblik over akkumulation af kemiske enkeltstoffer er viden om faste materials skæbne i miljøet herunder bioakkumulation yderst begrænset. Faste materialer vil imidlertid næppe være bioakkumulerbare p.g.a. meget lav biotilgængelighed. Ved sonderdeling af materialet til partikulær form kan dets egenskaber imidlertid ændres. Dette er nærmere behandlet i det efterfølgende afsnit om akvatiske effekter.

I eksponeringsanalysen regnes et stof som bioakkumulerbart, hvis der er rapporteret om $BCF > 100$. Hvis der ikke findes BCF-værdier kan man benytte kriteriet $K_{ow} > 1000$. Desuden inddrages stoffets biotilgængelighed. Et stof regnes for biotilgængeligt, hvis dets molekylvægt er under 1000. Data kan findes i datakilderne nævnt i afsnit 5.2.

Mobilitet i jord

Mobilitet i jord er et specielt problem, idet stoffer med denne egenskab ved spild eller anden tilførsel til jord kan skabe grundvandsforurening. Ryan (1986) har opstillet et kriterium for mobilitet i jordmiljøet, der siger, at stoffer regnes for immobile, hvis deres fordelingskoefficient K_d mellem jord og væske er større end 100. Ved at omregne dette til fordelingskoefficienten mellem organisk stof og vand (K_{oc}) for en standardjord med et indhold af organisk stof på 2 % fås et kriterium, der siger at et stof regnes for potentielt mobilt, hvis dets K_{oc} værdi er mindre end 5000. Det er imidlertid ikke altid man kan finde K_{oc} -værdier om stofferne. For organiske upolære stoffer er der god korrelation mellem K_{oc} og K_{ow} . Herudfra kan det beregnes at stoffer regnes for potentielt mobile i jord, hvis deres $\log K_{ow}$ værdi er mindre end 4.

Akvatiske effekter

Som for de øvrige elementer i materialevurderingen omfatter vurderingen af et materiales effekter i det akvatiske en vurdering af både effekter af enkeltstoffer, der igennem materialets livscyklus emitteres til vandmiljøet, effekter af enkeltstoffer, der frigives fra materialet ved dets spredning og omsætning i miljøet og effekter af selve materialet, specielt på partikulær form.

Vurderingen af enkeltstoffers effekter i det akvatiske miljø bør omfatte vurderinger af såvel akut som kronisk effekt. Principperne for at foretage undersøgelser af enkeltstoffers økotoxicitet er gennemgået af Petersen & Damborg (1991).

Akut toksicitet er et meget benyttet – og meget groft – mål for giftigheden af et kemisk stof. Et stof regnes for akut toksisk, hvis den laveste rapporterede LC_{50}/EC_{50} værdi, der er rapporteret for fisk, daphnier eller alger er mindre end 100 mg/l.

Økologisk set er oplysninger om stoffernes kroniske toksicitet af mere relevans end de meget grove værdier for akut giftighed. Med oplysninger om kronisk toksicitet – ofte udtrykt ved en No Observed Effect Concentration (NOEC-værdien) – har man f.eks. et bedre mål for hvorvidt en givet udledning kan give effekter og NOEC-værdier er derfor et af udgangspunkterne for at fastsætte grænseværdier – eller acceptkriterier – for stofkoncentrationer i det ydre miljø. Ved NOEC-målinger registreres

andre effekter end dødelighed f.eks effekter på øjne eller på reproduktion.

Et stof regnes for kronisk toksisk i det akvatiske miljø, hvis der findes NOEC-værdier for stoffet på under 1 mg/l.

Data for akvatisk toksicitet findes ved hjælp af de datakilder, der er angivet i afsnit 5.2. Stoffer, for hvilke der ikke er foretaget økotoxikologiske forsøg, kan eventuelt vurderes ved hjælp af QSAR (Quantitative-Structure-Activity-Relationship). Det er betegnelsen for forsøg på at vurdere stoffers giftighed ud fra deres fysisk-kemiske egenskaber. Brug af QSAR i farlighedsvurderinger har ikke indgået i dette projekt.

I praksis er det sjældent, at de enkelte økosystemer eller recipienter kun belastes med ét miljøfremmed stof. I komplekse *blandinger*, som en spildevandsudledning f.eks. ofte udgør, vil der oftest være flere kendte eller ukendte stoffer tilstede. Derfor bør en vurdering af enkeltstoffer i princippet også tage hensyn til om de optræder i blandinger med andre stoffer.

Den simpleste form for kombineret effekt, og den der normalt benyttes i vurderinger, er simpel *additiv* effekt, hvor den resulterende toksicitet kun afhænger af den samlede koncentration af stofferne. I tilfælde hvor to stoffer forstærker hinandens virkning (*synergisme*) vil der samlet skulle en mindre koncentration til for at fremkalde den samme toksiske virkning. Hvis den samlede effekt er mindre end summen af de to stoffers effekter, men større end effekten af stofferne hver for sig, er der tale om *delvis additiv* effekt. Hvis stofferne skal tilføres i koncentrationer større end effektkoncentrationerne for hvert enkelt stof for at opnå den samme effekt er der tale om *antagonistisk* virkende stoffer. Endelig er der tale om en *afhængig* effekt, når ingen af stofferne er toksiske alene, men hvor det i kombination har toksisk effekt (Petersen & Damborg, 1991).

Ved en farlighedsvurdering inddrages samlet effekt normalt ikke, idet farlighedsvurderingen tager udgangspunkt i enkeltstoffer. Det er ikke inddraget i vurderinger i forbindelse med dette projekt, og hører reelt også mere til i det næste trin af miljøvurderingen – vurderingen af specifikke scenarier.

Effekter i det akvatiske miljø af *faste materialer* hidrører fra materiale i form af partikulært materiale, der udledes med spildevandet fra f.eks rensning og slibning i produktionsprocesserne.

Faste materialer i form af suspenderede partikler kan forårsage effekter ved fysisk kontakt med overflader eller ved indtagelse, hvor partikler med skarpe kanter kan forårsage læsioner. Indirekte kan suspenderede partikler forårsage flugt (avoidance) og/eller medføre en miljøbestemt stressfaktor og frembringe et fysiologisk respons, nedsat evne til osmo-regulering, histologiske effekter på gældæv og undertrykkelse af immunsystemet. Endelig kan bundlevende dyr og æg afsat på bunden tildækkes af partikulært materiale, hvorved iltkoncentrationen nedsættes (Petersen & Damborg, 1991).

Ved indtagelse af faste materialer kan mavevæsken hos dyrene indvirke på biotilgængeligheden af enkeltstoffer i materialet. Det lave pH-niveau i mavevæsken kan umiddelbart bevirke, at dissocierbare stoffer bringes i opløsning og dermed gøres biotilgængelige for en diffusion over membraner i fiskenes fordøjelsessystem. Et eventuelt indhold af metaller, der enten er adsorberede eller kompleksbundne i materialet kan således bringes i opløsning ved den lave pH. Denne frigivelse af enkeltstoffer kan eventuelt bevirke en yderligere nedbrydning af materialet. Selve materialet kan gøres opløseligt, såfremt det indeholder labile bindinger, der brydes som følge af lave pH-værdier. Indholdet af enzymer i mavevæsken kan desuden nedbryde polymere organiske stoffer, der har strukturel lighed med naturligt

forekommende stoffer (Petersen & Damborg 1991). Den mulige eksponering af organismer med enkeltstoffer som følge af en indtagelse af materialet i partikulær form må derfor vurderes – enten ved direkte måling af udvaskede stofmængder under de eksisterende fysisk-kemiske forhold i mavevæsken eller ved en teoretisk konservativ vurdering af frigivelsen. Der findes ingen systematiske metoder til dette, men en kvalificeret worst-case vurdering ved relevante pH-værdier kan være det indledende skridt. Dette bør kun eksperter på området foretage.

Terrestriske effekter

Materiale vurderingens inddragelse af terrestriske effekter omfatter flere forhold. Dels hvorvidt materialet selv kan give effekter i jordmiljøet, hvis det havner dér, dels hvorvidt enkeltstoffer og materialekomponenter, der frigives til jordmiljøet fra processer i materialets livscyklus samt fra materialet selv, kan have effekter i jordmiljøet.

Når man betegner forurenede jord som et stort problem i Danmark skyldes det ikke så meget effekterne på jordøkosystemet som sådan, men risikoen for at jordforureninger *spredes*. Man tænker f.eks. her på nedsvivning til grundvandet og heraf følgende ødelæggelse af drikkevandsressourcer, afstrømning, planteoptagelse eller direkte eksponering af mennesker via hudkontakt, indtagelse (børn) eller afdampning. Risikovurderinger i jordforureningssager udarbejdes hovedsageligt med henblik på at belyse disse problemstillinger.

Økotoxikologiske vurderinger af forurenede jords virkning på jordboende organismer (dyr og mikroorganismer) og planter er langt mindre anvendt. Der foreligger således kun få accepterede testmetoder til vurdering af jordforurenings effekt på jordboende dyr (Løkke, 1989). Det skyldes også, at jord er så komplekst et medium, at forurenende stoffer kan have vidt forskellig virkning i forskellige jordtyper.

I denne materiale vurdering er det påvirkningen af jordens økosystem, der vurderes som terrestriske effekter – ikke de afledte problemer, som nævnt ovenfor.

En vurdering af et stofs effekt i jordmiljøet vil bero på det nul-effekt-niveau for stoffet man kan finde ved hjælp af forskellige tests. Nul-effekt-niveauet bør fastsættes ud fra kroniske tests med ca. 10 arter af jordboende organismer. Det kan f.eks. være regnorme, springhaler, mider, protozoer, encytra (små orme), højere planter og forskellige insekter. At foretage sådanne tests er naturligvis dyrt, så man kan forestille sig en form for stepvis procedure. Der er endnu ikke udviklet en fast procedure for test og fastlæggelse af nul-effekt-niveau (Løkke, 1991) og i det hele taget er sådanne test sjældent foretaget (og endnu sjældnere for jordboende dyr). Man må ekstrapolere fra akutte tal eventuelt med akvatiske organismer. Disse ekstrapolationer er forbundet med store usikkerheder, hvorfor behørigt sikkerhedsfaktorer må indbygges.

I vurderingen af et materiales potentielle effekter i det terrestriske miljø bør problemerne ved at vurdere stoffblandingers samlede effekt også indgå, hvis man f.eks. skal vurdere om forvitringen af et materiale i jordmiljøet vil være kritisk, jvf. afsnittet om akvatiske effekter.

Effekter af stoffer og materialer på terrestriske økosystemer er et område, der generelt er dårligt belyst omend forskningsindsatsen overfor kemiske enkeltstoffers effekter i jord er ved at accelerere. Den terrestriske del skal med i en materiale vurdering for materialer, hvor eksponeringsvurderingen antyder at jordmiljøet vil blive belastet med emitterede enkeltstoffer eller materialekomponenter.

Der er endnu ikke etableret enighed om, hvornår et stof skal regnes for toksisk i det terrestriske miljø, og der afventes retningslinier på området.

Effekter på topkonsumenter

Med effekter på topkonsumenter forstås effekter på luftåndende rovdyr, der eksponeres direkte gennem deres føde (Landner, 1987). Det er især persistente stoffer med tendens til at bioakkumulere, der kan eksponere topkonsumenter. Gruppen omfatter dyr som sæler og rovfugle og andre fugle som lever af bytte fra det akvatiske miljø. Endelig kan mennesket også indfattes i denne gruppe som konsument af f.eks. fisk og skaldyr.

Der findes imidlertid kun meget få data for disse dyr. Derimod findes der utrolige datamængder med effekter på gnavere især mus og rotter, og i farlighedsvurderinger af kemiske stoffer som f.eks. »ESTHER« (Landner, 1987) benyttes derfor disse data.

Landner (1987) anbefaler, at følgende data indgår:

- akut toksicitet
- subakut/kronisk toksicitet
- mutagene/kræftfremkaldende egenskaber

Som indikation af den akutte toksicitet for topkonsumenter benyttes den akutte giftighed for rotter udtrykt som LD_{50} -værdien. Denne værdi vil for de allerfleste stoffer kunne findes ved søgning i databasen RTECS eller nogle af de andre datakilder, der er listet i afsnit 5.2.

Et stof regnes for akut giftigt, hvis det har en LD_{50} for rotter ved oral indtagelse på mindre 200 mg/kg.

Et bedre mål for stoffers effekter på landdyr, fugle og mennesker er den subakutte/kroniske toksicitet. Test for subakut effekt gennemføres gerne over 28 dage med fortløbende tilførsel af stof og med registrering af forskellige sygdomseffekter. Egentlig ville tests af kroniske effekter være at foretrække, men disse tests er ofte meget dyre, fordi de skal strække sig over hele dyrets levetid. En NOEL-værdi (No-Observed-Effect-Level) for rotter fra et subakut forsøg kan benyttes som indikation af stoffets effekter på længere sigt og udtrykkes som mg/kg/dgn. Hvis der ikke kan fremskaffes sådanne data må man ekstrapolere fra akutte data ved at indlægge en applikationsfaktor. Dette er forbundet med megen usikkerhed.

Et stof regnes for subakut/kronisk giftigt, hvis NOEL er mindre end 25 mg/kg/dgn. Data for NOEL kan i princippet fremskaffes gennem de samme kilder som er benyttet i farlighedsidentifikationen.

Et stofs kræftfremkaldende egenskaber kan – meget groft – indikeres ved screeninger for mutagenicitet. Resultater af screeningstests kan fås ved opslag i f.eks. RTECS og IARC, se kapitel 6. I dette projekt anbefales et simpelt opslag i Arbejstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer som første trin. Hvis stoffet ikke er opført på denne liste må der konkrete søgninger til.

Effekter på biologiske rensningsanlæg

Hvis et kemisk stof eller materiale kan slå mikroorganismene i et aktivt slam anlæg ihjel, vil det medføre en række afledte miljøproblemer, når rensningsanlægget ikke opfylder sin funktion. Derfor er tests af stoffernes effekt på mikroorganismer en vigtig parameter i farlighedsvurderingen. En indikation af denne effekt fås fra tests med inhibering af aktivt slam. Et stof regnes for at have effekt i rensningsanlæg, hvis der er rapporteret om hæmning ved under 100 mg/l.

Opholdstiden i et kloaksystem og i rensningsanlægget vil for faste materialer formentlig være for kort til at have betydning, hvorfor effekterne på anlæggene kun berører de enkeltstoffer, der emitteres gennem materialets livscyklus.

Samlet vurdering

Tabel 5.3 er en samlet oversigt over grænseværdierne i farlighedsvurderingen.

Tabel 5.3 Grænseværdier i farlighedsvurderingerne

Eksponering

Nedbrydelighed:

- Ikke let nedbrydelig i vand eller jord i henhold til OECDs retningslinier eller $BOD/COD < 0,5$

Bioakkumulerbarhed:

- $BCF > 100$ eller $\log K_{ow} > 3$ og
- $MW < 1000$

Mobilitet i jord:

$H K_{oc} < 5000$ eller $\log K_{ow} < 4$

Effekter

Akvatiske effekter:

- Akut toksicitet: LC_{50} (fisk, 96 hr) ≤ 100 mg/l
 EC_{50} (daphnier, 48 hr) ≤ 100 mg/l
 EC_{50} (alger, 72 hr) ≤ 100 mg/l
- Kronisk toks: NOEC (fisk/daphnier) ≤ 1 mg/l

Terrestriske effekter:

- Kronisk toks: NOEL (økosystem) ≤ 1 mg/kg

Effekter på topkonsumenter:

- Akut toksicitet: LD_{50} (rotte, oral) ≤ 200 mg/kg
- Subakut toks: NOEL (rotte, 28 d) ≤ 25 mg/kg/dg
- Mutagent: Min. 2 positive tests
- Kræftfremkaldende: Opført på Arbejdstilsynets liste

Inhibering af aktivt slam:

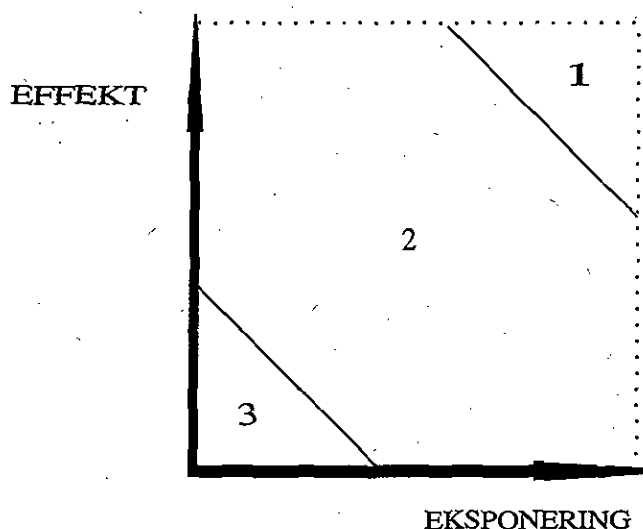
- Inhiberingskoncentration ≤ 100 mg/l

Den samlede vurdering af et emitteret stof inddrager både eksponering og effekt. Farlighedsvurderingssystemerne, som er omtalt tidligere (Damborg, 1991c) opererer med forskellige former for pointssystemer, der tillægger stoffet en score i det enkelte tilfælde, og derefter vurderer stoffets farlighed ud fra en samlet vægtet score. Problemet med scoringssystemer er at de hurtigt sætter overskueligheden over styr og har svært ved at inddrage den

mangel på data, man oplever gang på gang i virkelighedens verden. Points-systemer har også en tendens til at få en mere objektiv karakter end de egentlig kan tåle.

Det er valgt at benytte *princippet* for EHR-systemets vurdering (se 5.2.1.) til at foretage den samlede vurdering. Princippet er illustreret i figur 5.3.

Figur 5.3
Princippet i farligheds-
vurderingerne



Ved at benytte dette princip kan emissionerne vurderes efter 3 grupper/kategorier:

- 1) højt potentiale for miljøskade.
- 2) et vist potentiale for miljøskade
- 3) ringe potentiale for miljøskade.

Hver emission af stof (eller materiale) vurderes ved hjælp af skemaerne i figur 5.4-5.7, der placerer stoffer i *kategori 1*, hvis der både er potentiale for eksponering og effekt for et af de 4 delmiljøer (akvatiske miljø, terrestriske miljø, topkonsumenter og rensningsanlæg). Hvis vurderingen angiver mulighed for enten eksponering eller effekt, men ikke begge dele overfor et delmiljø, placeres emissionen i *kategori 2*. Hvis et stof slet ikke har potentiale for eksponering eller effekt placeres det i *kategori 3*. I figur 5.4-5.7 er kriterier samlet for hvert af de 4 delmiljøer. Skemaerne bruges ved at man sætter kryds, når den emission man vurderer opfylder det pågældende kriterium og antallet af krydser bestemmer hvilken kategori emissionen placeres i.

Figur 5.4
Det Akvatiske miljø

Akvatiske miljø	Sæt X
Initial recipient: Vand eller Miljøfordeling, vand + sed. >10%	
Ikke nedbrydeligt eller potentielt bioakkumulerbart	
Akut toksisk i akvatisk miljø eller kronisk toksisk i akvatisk miljø	

Kategori 1: 3 krydser
Kategori 2: 1-2 krydser
Kategori 3: 0 krydser

Figur 5.5*Det terrestiske miljø*

<i>Terrestiske miljø</i>	<i>Sæt X</i>
Initial recipient: jord eller miljøfordeling, jord > 10 % eller mulighed for tilførsel med regn, slam el. lign.	
Ikke let nedbrydeligt i jord	
Kronisk toksisk (terrestisk)	
Kategori 1: 3 krydser Kategori 2: 1-2 krydser Kategori 3: 0 krydser	

Figur 5.6*Topkonsumenter*

<i>Topkonsumenter</i>	<i>Sæt X</i>
Initial recipient: Luft eller ikke let nedbrydeligt i vand eller jord eller potentielt bioakkumulerbart eller mobilt i jordmiljøet og mulighed for tilførsel til jord	
Akut toksisk for rotter eller subakut/kronisk toksisk for rotter eller mutagent eller kræftfremkaldende	
Kategori 1: 2 krydser Kategori 2: 1 kryds Kategori 3: 0 krydser	

Figur 5.7*Biologiske rensningsanlæg*

<i>Biologiske rensningsanlæg</i>	<i>Sæt X</i>
Initial recipient: Vand	
Inhibering af aktivt slam	
Kategori 1: 2 krydser Kategori 2: 1 kryds Kategori 3: 0 krydser	

Vurderinger af denne art er nødvendigvis arbitrære og må derfor regnes for at være midlertidige forslag, som bør udføres i samarbejde med specialister, i hvertfald indtil der er udviklet mere konkrete og alment accepterede værktøjer.

Bidrag til regionale/globale miljøproblemer

Foruden den traditionelle vurdering af eksponering og mulig effekt af kemiske stoffer og materialekomponenter, skal emissionsvurderingen op-
gøre bidrag til de globale/regionale miljøproblemer. Selvom bidraget hertil er nok så lille, er de store problemer jo netop kendetegnet ved, at det er summen af mange små udslip, der tilsammen udgør en trussel for miljøet på regionalt og globalt plan.

De fire store miljøproblemer, man kan inddrage er:

- forsurening
- NPO-forurening
- ozonlagsnedbrydning
- klimaforandringer/drivhuseffekt

For at vurdere og sammenligne disse skal man opgøre emissioner af de relevante stoffer og udregne et bidrag f.eks. pr. emne til hver af problemstillingerne.

Forsuringsproblemerne, der bl.a. truer skove og kulturgenstande hidrører fra udsending af S- og N-forbindelser. S udsendes primært som svovldioxid (SO_2) og stammer fra afbrænding af svovlholdige brændsler som olie og kul, mens N især udsendes som kvælstofilter (NO_x) fra alle typer af forbrænding. N kan dog også tilføres miljøet som luftformig ammoniak (NH_3) (især fra landbruget). De største kilder til både SO_2 og NO_x er energiproduktionen på kraftværker og fjernvarmeværker. Der kommer desuden et væsentligt NO_x bidrag fra trafik. Et andet forsurende stof er chlorbrinte (saltsyre), der emitteres ved afbrænding af chlorholdige materialer, hovedsageligt ved affaldsforbrænding.

Opgørelsen af forsuringsbidraget kan ske ved at beregne antallet af emitterede syreækvivalenter, idet 1 syreækvivalent svarer til 32 g SO_2 , 46 g NO_x , 17 g NH_3 og 36,5 g HCl. Herved fås et samlet mål for forsuringsbidraget af det respektive materialevalg.

Eutrofieringsproblemerne i vandmiljøet skyldes tilførsel af næringssaltene N og P samt Organisk stof, tilsammen kaldet NPO. Tilførsel af organisk stof til vandmiljøet kan medføre iltsvind, når det organiske stof bliver nedbrudt under forbrug af ilt. N og P er nødvendige næringsstoffer for algevækst i vandmiljøet, men ved overtilførsel, som det i mange år har været tilfældet i både ferske og salte vande, omsættes den forøgede algemængde med bl.a. iltsvind til følge. Det skal bemærkes, at N hovedsageligt stammer fra landbruget, mens P hovedsageligt stammer fra industri- og bysamfund. N tilført atmosfæren som NO_x fra forbrændingsprocesser eller ammoniak, der damper af fra landbruget bidrager også til eutrofieringen.

I opgørelsen af et materiales eller produkts bidrag til eutrofieringsproblemerne indgår organisk stof som kg BOD₅, total-N til vand som kg N, total P til vand som kg P og luft bårn N som kg N.

Nedbrydningen af ozonlaget skyldes udsendelse af bl.a. CFC (ChlorFluor-Carboner), som er en gruppe af meget stabile luftarter med mange anvendelsesmuligheder. Netop p.g.a. deres stabilitet kan CFC-gasserne sprede sig til ozonlaget i stratosfæren og nedbryde dette. CFC nedbrydes næppe under brug af produkter, hvorfor det må forventes, at alt CFC, der bruges, på et eller andet tidspunkt emitteres til luftmiljøet og dermed bidrager til ozonlagsnedbrydningen, hvis der ikke foretages genindvinding eller destruktion. Af menneskeskabte kilder er det i det væsentligste CFC og haloner, der bidrager til nedbrydningen, men også lattergas – N_2O . Ikke alle CFC-gasser bidrager lige meget til ozonlagsnedbrydningen. Det samlede bidrag kan opgøres i ét tal, ved at bruge ODP-værdien (Ozone Depletion Potential), som er en relativ størrelse i forhold til CFC-11. ODP for forskellige CFC'er og haloner fremgår af tabel 5.5.

Drivhuseffekten, hvis realitet der i dag er alment videnskabeligt accepteret, stammer primært fra udsendelse af kuldioxid ved afbrænding brændsel eller materiale af fossil oprindelse. Andre drivhusgasser er metan, lattergas,

CFC og ozon. Bidrag til drivhuseffekten udregnes ved hjælp af GWP-værdier (Global Warming Potential), som angiver drivhusgassernes relative bidrag i forhold til CO₂. I tabel 5.6 er der angivet en række drivhusgasser og deres GWP-værdier.

Tabel 5.5

ODP-værdier for forskellige ozonlagsnedbrydende stoffer. Efter (UNEP, 1989)

<i>Stof</i>	<i>ODP-værdi</i>
CFC-11	1,0
CFC-11	1,0
CFC-13	0,45
CFC-113	0,80
CFC-114	1,0
CFC-115	0,60
HCFC-21	0,04
HCFC-22	0,05
HCFC-123	0,02
HCFC-124	0,02
Halon-1211	3,0
Tetrachlormethan	1,11
1,1,1-Trichlorethan	0,11

Tabel 5.6 *Drivhusgasserne og deres GWP-værdier. Fra (Fenger et al, 1990)*

<i>Greenhouse gas</i>	<i>Global warming potential</i>
<i>Direct effects</i>	
Co ₂	1
CH ₄	21
N ₂ O	290
CFC-11	3500
CFC-12	7300
HCFC-22	1500
CFC-113	4200
CFC-115	6900
CCl ₄	1300
CH ₃ CCl ₃	100
CF ₃ Br	5800
<i>Indirect effects</i>	
CH ₄ (included above)	15
CO	3
NO _x	40
NMHC	11

Opgørelsen af energiforbruget og centrale begreber i relation hertil er gennemgået i kapitel 7. Energiforbrug har også en række miljøeffekter, hvoraf der i det følgende skal fokuseres på emissioner fra energisektoren. Langt den største del af det danske energiforbrug stammer fra afbrænding af fossile brændsler (olie, kul og naturgas). De væsentligste emissioner herfra er CO_2 , SO_2 , NO_x , CO , diverse kulbrinter og tungmetaller, herunder cadmium, kviksølv og bly (Gydesen et al, 1990).

I tabel 5.7 er der angivet emissioner fra anvendelsen af forskellige energikilder, som kan benyttes, når man kender det anvendte primære energiforbrug og den anvendte energikilde. Herved kan man beregne emissioner af CO_2 , SO_2 og NO_x . Disse indgår som meget væsentlige bidrag til de globale regionale miljøproblemer, der er omtalt ovenfor. Emissionsfaktorerne bør udvides til at omfatte de øvrige væsentlige emissioner fra energiproduktionen, f.eks. tungmetaller. Dette er ikke gjort i forbindelse med dette projekt.

Tabel 5.7 Emissionsfaktorer for det danske energisystem

Anvendelse - Brændsel		% svovl	SO_2 g/GJ	NO_x g/GJ	CO_2 kg/GJ
FJERNVARME OG DECENTRAL KRAFTVARME	skrald	0,30	675	150	0*
	halm	0,10	130	130	0*
	naturgas, kedel	0	0	150	56,9
	naturgas, turbine	0	0	200	56,9
	naturgas, motor	0	0	200	56,9
	gasolie	0,20	90	100	74,0
	kul	0,90	584	200	102,0
	fuelolie	1,00	495	150	74,0
	LPG	0	0	100	64,0
PROCES	kul	0,90	584	200	102,0
	fuelolie	1,00	495	150	74,0
	gasolie	0,20	90	100	74,0
	LPG	0	0	100	64,0
	naturgas	0	0	100	56,9
	halm	0,10	130	130	0*
	petroleumkoks		680	200	102,0
TRANSPORT	fuelolie (hav)	1,00	495	866	74,0
	diesel (vej)	0,20	90	516	74,0
	diesel (jernbane)	0,20	90	600	74,0
	diesel (hav)	0,20	90	820	74,0
	benzin (vej)	0	0	774	70,5
	benzin (luft)	0	0	900	70,5
	LPG (vej)	0	0	774	70,5
VEDVARENDE ENERGI	små biogasanlæg	0	0	50	0*
	store biogasanlæg	0	0	150	0*
RAFINADERIER	rafinaderigas	0	0	100	56,9
	naturgas	0	0	100	56,9
	fuelolie	1,00	495	150	74,0

Tabel 5.7 Schmidt et al (1990), oprindeligt efter Fenhann (1989)

*) skrald, halm og biomasse er regnet neutralt for CO_2 - der udsendes samme mængde, som er optaget materialets vækstperiode.

Oversigt for emissionsfaktorer for det danske energisystem, excl. kraftværker, gældende fra 1989

5.2.2 Affald

Fra hver livscyklusfase kan der opstå sidestrømme i form af affald. Dette inddrages i miljøvurderingen med henblik på at *minimere* disse affaldsstrømme. Der skelnes mellem fast affald og kemikalieaffald.

Kemikalieaffald er affald, der skal behandles via Kommunekemi. Fast affald betegner affald på fast form, der ikke længere kan tjene som energikilde eller andet ønskeligt formål og derfor må deponeres på losseplads eller i anden form for depot. Affaldet opgøres i vægtenheder.

Hvis det ikke er muligt at fremskaffe tal for affaldsmængderne skal affaldstyperne alligevel gøres op med henblik på en kvalitativ sammenligning.

5.2.3 Relativ vurdering

For at foretage det miljømæssigt set bedste valg mellem forskellige materialealternativer skal man sammenligne deres miljøegenskaber. Det sker ved hjælp af »miljøprofilerne«, der opstilles som angivet i tabel 5.8.

Tabel 5.8 Miljøprofil for materialevalg

Parameter	Enhed	Alternativ	1	2	3
Emissioner					
Emissioner – kategori 1 antal					
Emissioner – kategori 2 antal					
Emissioner – kategori 3 antal					
Bidrag til					
- forsurening	syreækv.				
- eutrofiering	kg N, P, BOD				
- ozonlagsnedbrydning	ODP				
- drivhuseffekt	GWP				
Affald					
kemikalieaffald	kg				
fast affald	kg				

Først og fremmest er det vigtigt at gøre sig klart på hvilket grundlag f.eks. to alternative materialevalg skal sammenlignes. Det afhænger i vid udstrækning af hvad analysen skal bruges til. I vurderinger af typen »hvilket af disse to forskellige materialevalg er det mindst belastende for miljøet?« bør basis for sammenligningen af kvantitative data ikke være produktenheder men *funktionelle enheder*. Herved kommer spørgsmål som levetid og genanvendelighed automatisk ind i vurderingen. Det nytter f.eks. ikke at et vandhanehåndtag i ABS-plast giver anledning til mindre fast affald, hvis det kun holder et år, men et håndtag i jernpulver kan holde i 25 år, og man skal ikke bare sammenligne en engangskarton af pap med en mælkeflaske, der kan genbruges måske 25 gange. Sammenligningsgrundlagene i de 2 eksempler kunne f.eks. være »betjening af vandhanearmatur i 25 år« og »tapning af 1000 l mælk«. Som hjælp til at vælge et sammenligningsgrundlag kan man benytte begrebet »sædvanlig levetid«, som betegner den tid produktet normalt er i anvendelse inden det udskiftes p.g.a. modeskift, teknologisk udvikling etc. Sædvanlig levetid er således ikke nødvendigvis det samme som holdbarhed.

Når man skal sammenligne to eller flere materialer tegner sig to muligheder.

- et af materialevalgene scorer bedst i alle dele af miljøprofilen
- materialevalgene scorer forskelligt, f.eks. giver et valg store affaldsmængder, mens et andet valg giver et stort antal problematiske emissioner

Hvis et af materialevalgene kommer ud som det bedste i alle kategorier er sammenligningen og valget enkelt og kan umiddelbart foretages af beslutningstageren (f.eks. konstruktøren). Hvis det derimod ikke er i tilfældet bliver en afvejning af vidt forskellige typer problemer uundgåelig, og det bliver nødvendigt at foretage prioriteringer af de forskellige problemer. Dette er ikke muligt at gøre på en objektiv måde. Der er tale om subjektive vurderinger.

Selv om valget kan være svært, når der ikke er noget absolut facit, har processen imidlertid givet det bedst tænkelige beslutningsgrundlag, idet opstillingen af miljøprofilen medfører, at miljøkonsekvenserne af et valg bliver synliggjort og det bliver muligt at udpege kritiske elementer. Konstruktøren/teknikeren/ virksomheden kan således ved hjælp af miljøprofilens baggrundsmateriale få et overblik over, hvor i livscyklus et givet materialevalg har miljøproblemer knyttet til sig med deraf følgende mulighed for at foretage de nødvendige foranstaltninger overfor det valg man træffer.

5.3 Specifik vurdering

Med de to første trin i miljøvurderingen vil man have fået mulighed for at udpege kritiske stoffer og foretage en relativ vurdering af flere forskellige materialevalg. Selvom man har valgt det miljømæssigt bedste alternativ vil der i langt de fleste tilfælde være knyttet et eller flere *kritiske elementer* også til dette valg. Disse elementer vil kunne udpeges i arbejdet med at opstille miljøprofilen, men en specifik vurdering heraf skal være noget grundigere.

Er der tale om stofemissioner med potentiale for at skade miljøet bør en specifik vurdering kortlægge om »det er sandsynligt« at specifikke emissioner vil give effekter i miljøet. Dette sker ved at estimere de forventede miljøkoncentrationer (PEC) af de emitterede stoffer med en vis sandsynlighed og sammenholde disse med de koncentrationer, der netop ikke forventes at give effekter i miljøet (NEC).

Estimationen af PEC vil naturligvis være behæftet med stor usikkerhed, der dog kan reduceres ved fremskaffelse af eksakte data og detaljerede beskrivelser af emissionsforholdene og opblandingen i det modtagende miljø. Det er vigtigt, at de metoder, der benyttes til at fastlægge PEC er konservative (Damborg, 1991c).

Tilsvarende vil fastlæggelsen af NEC være behæftet med usikkerheder. Der foreligger forskellige metoder til estimering af NEC ud fra foreliggende toksicitetsoplysninger.

Damborg (1991c) har som en del af et omfattende projekt for Miljøstyrelsen gennemgået en række metoder til fastlæggelse af PEC og NEC specielt med henblik på vurdering af industrispildevand. Rapporten illustrerer både, at der er mange måder at foretage vurderingerne på og at der kræves mange data. Miljøstyrelsens luftvejledning (Miljøstyrelsen, 1990) angiver metoder til at beregne PEC for luftmiljøet.

En risikovurdering kræver således et datagrundlag, som er væsentlig

mere dybtgående end det, der skal skaffes til veje for at foretage farligheds-vurderingerne til brug for miljøprofilopstillingen. Sådanne vurderinger skal derfor kun foretages for få kritiske scenarier. Risikovurderinger er en ressourcekrævende proces, der ikke blot kræver ekspertviden, men også specifikke data, anvendelsesmønstre, emissionsomstændigheder, lokalise-ring o.s.v. Risikovurderingerne bør derfor ikke indgå i de metoder, der skal bruges til at støtte konstruktøren i f.eks. at vælge mellem forskellige mate-rialer, idet sådanne vurderinger kommer senere hen i processen, når man skal vurdere et konkret veldefineret teknisk systems påvirkning af det ydre miljø.

6. Arbejds miljøvurdering

En arbejdsmiljøvurdering af materialer i hele deres livscyklus er i dette projekt et indspil i en virksomheds produktudviklingsfunktion. Her sidder konstruktører og skal tage stilling til, hvilke materialer en komponent eller et produkt skal fremstilles i. I den situation kan der peges på to typer af arbejdsmiljøvurdering. Dels en *relativ* vurdering, hvor formålet er at sammenligne forskellige alternative materialer for at kunne pege på det alternativ, som er mest arbejdsmiljøvenligt – bedømt i hele materialets livscyklus. Dels en *specifik* vurdering, som kommer ind i billedet, når der er truffet et materialevalg. Den specifikke vurdering skal være grundig og pege på kritiske elementer i det valgte alternativ, som evt. må gøres til genstand for yderligere undersøgelser eller specielle forholdsregler.

Den praktiske gennemførelse af disse vurderinger kan i lighed med miljøvurderingen inddeles i tre trin:

- Identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer.
- Arbejds miljøprofil (farlighedsvurdering), relativ vurdering
- Specifik vurdering

Som nævnt i kapitel 3 kan kemiske risikofaktorer i arbejdsmiljøet inddeles i to hovedgrupper: sikkerhedsrisici (bl.a. brand og eksplosioner) og sundhedsrisici (lokale og systemiske effekter). Hovedvægten er lagt på sundhedsrisici i dette projekt. For sundhedsrisici er den basale sammenhæng, at en *eksponering* kan – afhængig af mængde og stoffets *toksicitet* – føre til en sundhedsskadelig *effekt*. I en arbejdsmiljøvurdering er det derfor nødvendigt at fastlægge nogle vurderingsparametre, som belyser eksponering og toksicitet eller effekttype. Uden at gå i detaljer skal sådanne parametre kort skitseres. I øvrigt henvises til Seedorff (1988).

En vurdering af eksponeringen fordrer i princippet et meget detaljeret kendskab til den enkelte arbejdsproces. Vurderingen skal nemlig både omfatte situationen ved normal drift og ved driftsforstyrrelser, uheld, rengøring og lignende. En samlet vurdering af eksponeringsforholdene bør indeholde oplysninger om tre hovedområder: Egenskaber ved det kemiske stof, eksponeringssituationen og ydre omstændigheder, se tabel 6.1, 6.2 og 6.3.

Tabel 6.1
Egenskaber ved det
kemiske stof.

Fysisk tilstand
Kogepunkt
Damptryk
Fordampningshastighed
Mætningskoncentration
Stabilitet
Urenheder og additiver
Massefylde
Opløselighed
Dissociationsgrad
pH
Flammepunkt
Eksplosionsgrænser
Antændelsestemperatur

Tabel 6.2 Eksponeringssituationen

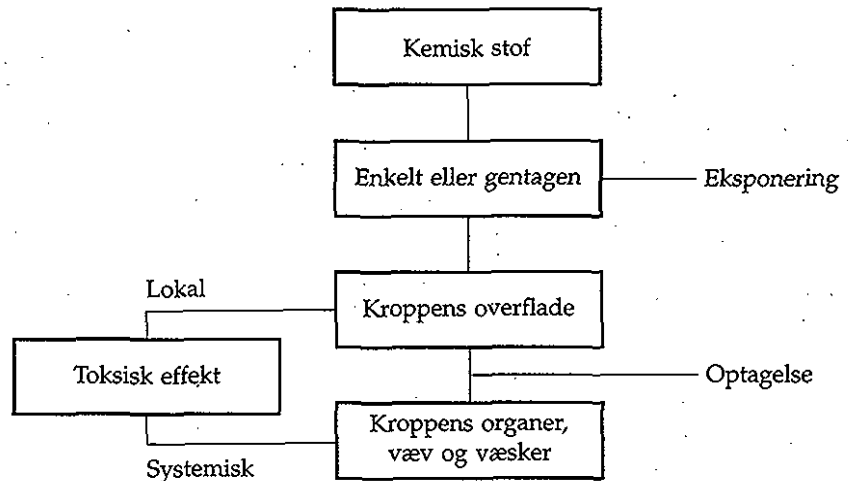
Eksponeringsform (støv, røg, tåge, damp, gas m.v.)
Eksponeringsvej (luftveje, hud, øjne, mave-tarmkanal)
Hyppighed
Varighed
Interval
Koncentration

Tabel 6.3 Ydre omstændigheder

Temperatur
Luftfugtighed

Kemiske stoffers toksicitet kan inddeles på flere måder. En måde er at inddele i lokale og systemiske effekter, se figur 6.1.

Figur 6.1
Lokale og systemiske
toksiske effekter.
(Seedorff 1988)



Lokale effekter kan lokaliseres til det sted på kroppen, hvor kontakten med det kemiske stof har fundet sted, eksempelvis huden. Koncentrationen af stoffet, kontakttiden og kontaktstedets beskaffenhed har stor betydning for effekternes udvikling. Systemiske effekter kan opstå i alle dele af kroppen efter stoffets optagelse og spredning i kroppen via blod- og lymfesystemet. Se tabel 6.4 og 6.5. En effekt som allergi berører begge effekttyper. Nogle kemiske stoffer kan ved kontakt fremkalde et allergisk eksem. Personen er blevet sensibiliseret og det omfatter hele kroppen, idet immunsystemet er involveret.

Tabel 6.4 Lokale effekter

Irritation (hud, luftveje, øjne)
Ætsning
Eksem (irritations- og allergisk)

Tabel 6.5 Systemiske effekter

Nervesystemet
Lever og nyrer
Hjerte og blodkar
Blod og bloddannende organer
Allergi
Genetisk materiale
Reproduktion
Kræft

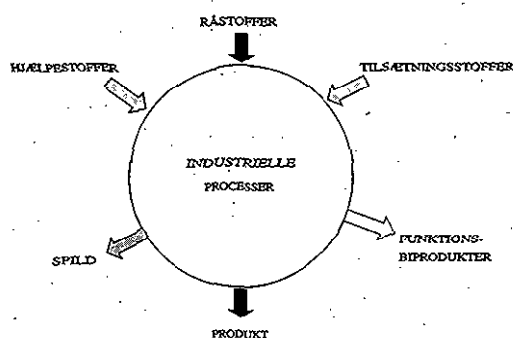
Endelig skal nævnes, at effekten død kan være interessant i forbindelse med dyreforsøg. Det hænger bl.a. sammen med, at de såkaldte LD-50 og LC-50 værdier bliver brugt til klassificering af stoffer, hvorom der kun er få eller ingen andre data.

6.1 Identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer

Udgangspunktet for at identificere arbejdsmiljøfarlige stoffer er livscyklus-beskrivelsen. Den resulterer bl.a. i en kortlægning af de kemiske stoffer og materialer, som indgår i den livscyklus, der er afgrænset for hvert alternativ. Set med arbejdsmiljøjne kan det være hensigtsmæssigt, i det omfang det er muligt, at inddele de registrerede stoffer efter deres funktion i de forskellige produktionsprocesser. Udgangspunktet er modellen vist i figur 6.2 på næste side. Det er en overordnet model til beskrivelse af kemien i industrielle produktionsprocesser (Langaa Jensen & Broberg 1986).

Tilsætningsstoffer (additiver) er stoffer, der tilfører materialet ønskede egenskaber – eksempelvis farve eller brandhæmmende egenskaber. De er som regel tilstede i det færdige materiale. *Hjælpstoffer* hjælper - udefra eller indefra – på fremstilling eller bearbejdning af materialet. Disse stoffer er som regel ikke tilstede i det færdige materiale. Et eksempel er køle-smøremidler ved metalbearbejdning. *Funktionsbiprodukter* er stoffer, som dannes under processen. Eksempelvis kan der dannes chlorbrinte ved opvarmning af PVC-plast. I modsætning til spild er der altså tale om helt nye stoffer. Endelig skal man være opmærksom på, at råstoffer, tilsætningsstoffer og hjælpstoffer alle kan indeholde *forureninger*. Det vil sige stoffer, som naturligt følger med eller som dannes ved fremstilling af de nævnte stoffer. Alle de nævnte stoftyper kan have betydning i en vurdering af arbejdsmiljøets potentielle effekter. Figur 6.3 viser et tilsvarende skema, som kan bruges til at holde bogenholderi med stofferne i hvert procestrin.

Figur 6.2
Kemien i produktions-
processen



Figur 6.3

Skema til registrering af kemiske stoffer og materialer

Procestrin:				
Råmaterialer	Additiver	Hjælpestoffer	Funktionsbiprodukter	Forureninger

De fire hovedblokke i materialets livscyklus og dermed de vigtigste hovedprocestrin er dets fremstilling, bearbejdning til komponenter/produkter, brug og bortskaffelse. På grundlag af de udfyldte skemaer – eller evt. blot en samlet listning af de registrerede stoffer og materialer – kan der laves en indledende screening, hvor arbejdsmiljøfarlige stoffer bliver identificeret.

6.1.1 Kriterier og datakilder i screeningsfasen

For at få en relativ let og overskuelig procedure til screeningen er det valgt at bruge forskellige officielle lister over kemiske stoffer. Det vil sige, at princippet er at undersøge om nogle af de registrerede stoffer optræder på disse lister. Farlighedsbegrebet bliver således i denne fase indskrænket til at omfatte de kriterier, der ligger til grund for at stofferne indgår i listerne. I det følgende præsenteres disse lister og derefter skitseres nogle kriterier, som kan bruges til en graduering af stoffernes farlighed i arbejdsmiljøet. Det er vigtigt at fremhæve, at resultatet af screeningen er et første bud på stoffernes *potentielle* farlighed i arbejdsmiljøet, som alene er baseret på deres toksicitet og ikke på data om eksponeringen. Det drejer sig om følgende lister:

- Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer (1989)
- Arbejdstilsynets grænseværdier for stoffer og materialer (1988)
- Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer (1988)
- Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer (1990)
- Arbejdstilsynets arbejdsliste over neurotoksiske stoffer (1990)

Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer er udarbejdet som følge af EF-regler om klassificering og mærkning af farlige kemiske stoffer og produkter. Listen er en eksempelliste. Hvis et stof ikke findes på listen, betyder det ikke at det ikke er farligt. Til grund for listen ligger nemlig nogle kriterier for farlighed og det er en producents eller importørs pligt selv at vurdere om et givet stof eller produkt falder ind under kriterierne i farlighedsbegrebet. For de stoffer, som er på listen, kan man umiddelbart se, hvilken fareklasse de er klassificeret i samt hvilke risiko- og sikkerhedssætninger, der er knyttet til dem. Klassificeringen af stofferne er ikke foretaget specielt under hensyntagen til, at de kan forekomme i arbejdsmiljøet. Reglerne gælder f.eks. også for husholdningskemikalier. Det er vigtigt at understrege, at i forhold til danske kriterier for arbejdsmiljøfarlighed er Miljøstyrelsens liste og kriterier en indskrænkning. F.eks. indeholder listen færre stoffer klassificeret som kræftfremkaldende end den officielle liste fra det danske arbejdstilsyn. Ligeledes har EF endnu ikke anerkendt, at en række organiske opløsningsmidler kan give skader på nervesystemet.

Arbejdstilsynets grænseværdier for stoffer og materialer er en liste over grænseværdier for gasser, dampe og partikulær forurening. Listen angiver de koncentrationer, som ikke må overskrides inden for en 8 timers arbejdsdag. Udgangspunktet for fastsættelse af grænseværdier er videnskabelig dokumentation om stoffernes sundhedsskadelige egenskaber. I proceduren for fastsættelsen indgår imidlertid også tekniske og økonomiske afvejsninger. Grænseværdierne er derfor også kun vejledende ved en vurdering af, om der er tale om sundhedsfarlige forhold. Det hedder i indledningen til listen, »at koncentrationen af alle luftforureninger derfor generelt bør holdes så langt under grænseværdien som muligt«.

Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer er udarbejdet på baggrund af lister fra WHO's kræftforskningscenter IARC. Listen omfatter stoffer, hvorom der foreligger et tilstrækkeligt datagrundlag for at de kan betragtes som kræftfremkaldende hos mennesker eller forsøgsdyr. I 1988 udgav Arbejdstilsynet en rapport om styrkegruppering af kræftfremkaldende stoffer, hvor i alt 17 kemiske stoffer er inddelt i høj-, middel- og lavpotente (Clemmensen et al. 1988). Denne styrkegruppering er dog endnu ikke overført til hele kræftlisten.

Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer er udarbejdet på grundlag af forskellige officielle lister, stoffer anført som allergener i udvalgte håndbøger og en litteratursøgning. Det vil sige, at der ikke ligger egentlige kriterier til grund for listen ligesom stofferne ikke er styrkeinddelt efter, hvor store risici de indebærer. Af listen fremgår det, om stoffet er angivet som værende et luftvejsallergen, kontaktallergen eller begge dele.

Arbejdstilsynets arbejdsliste over neurotoksiske stoffer er udarbejdet på grundlag af en liste i »Neurotoxicity of Industrial and Commercial Chemicals«. Der findes endnu ikke internationalt anerkendte kriterier for stoffers neurotoksicitet, men arbejdslisten er lavet ud fra følgende retningslinier: »Et stof betragtes som neurotoksisk, hvis det i forsøg har vist effekter, der kan tilskrives en påvirkning af nervesystemet«. Derudover er der kun medtaget de stoffer, som samtidig optræder på arbejdstilsynets grænseværdiliste fra 1985. Stofferne på arbejdslisten er styrkeinddelt i et foreløbigt stofrisikoindekstal (SRI) fra 0 til 5. Dette indeks bygger på oplysninger om stoffernes skadevirkninger på den menneskelige organisme og på resultater fra dyreforsøg sammenholdt med arbejdshygienisk relevante oplysninger om damptryk, octanol-vand fordelingskoefficient, hudoptagelighed, tilstandsform m.v. Bag de enkelte SRI-tal ligger en risiko for at pådrage sig skader på nervesystemet ved normalt arbejde med stoffet. Ved normalt arbejde forstås i denne sammenhæng arbejde med stoffet uden sikkerhedsforanstaltninger eller brug af værnemidler.

Vurderingsparametrene i identifikationsfasen er altså de, der dækkes af de førnævnte officielle lister. Der forventes snart en liste fra Arbejds miljøinstituttet over reproduktionsskadelige stoffer, som så gør det muligt også at medtage denne effekttype. Det skal fremhæves, at et stof ikke er frikendt for at være arbejdsmiljøfarligt, hvis det ikke optræder på nogle af de nævnte lister.

Selvom der i identifikationsfasen er tale om en indledende screening kan det være nyttigt at graduere effekttyperne. Der findes ingen objektive kriterier til at lave en sådan graduering. Det følgende forslag er derfor helt subjektivt. Det vigtige ved brug af gradueringer er, at man klart redegør for, hvordan den valgte graduering er fremkommet.

I det følgende opereres med en inddeling af de sundhedsskadelige effekter i tre kategorier efter stigende alvorlighed, se tabel 6.6.

Tabel 6.6 Graduering af sundhedsskadelige effekter

Kategori	Sundhedsskadelige effekter
I.	Irritationer, ætsninger
II.	Allergi, nerveskader, genetiske skader
III.	Kræft, fosterskader

Det subjektive synspunkt bag denne inddeling er, at kræft og fosterskader vejer tungere end de andre effekter. For kræfts vedkommende hænger det sammen med, at der er tale om en sygdom med dårlige prognoser for mange af de forskellige kræftsygdomme. Skade på fostret behøver ikke at være dødelig, men det opfattes alligevel som meget alvorligt, at et nyt individ påføres skader som følge af, at faderen eller moderen har været udsat for fosterskadende stoffer.

6.1.2 Vurderingssystem for arbejdsmiljøfarlige stoffer

På baggrund af ovenstående kriterier og datakilder skal der i det følgende skitseres et samlet vurderingssystem, der kan bruges til at graduere de arbejdsmiljøfarlige stoffer, som er blevet registreret i forskellige materialers livscyklus.

De kriterier, der ligger til grund for kemiske stoffers klassificering og mærkning (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 662, 14. oktober 1987) – og dermed også til grund for stofferne på listen over farlige stoffer – giver anledning til inddeling i tre kategorier svarende til tabel 6.6. Inddelingen ses i tabel 6.7.

Tabel 6.7 Graduering af fareklasser

Kategori	Fareklasser
I.	»Ætsende« (C) og »Lokalirriterende« (Xi)
II.	»Sundhedsskadelig« (Xn)
III.	»Giftig« (T) og »Meget giftig« (Tx)

I tabel 6.8 er de til stofferne hørende risikoændringer inddelt i tre kategorier, som nogenlunde svarer til tabel 6.6.

Tabel 6.8 Graduering af risikosætninger.

Kategori	Risikosætning	Effekttype
I.	R-34-35-36-37-38-41	Ætsning, irritation
II.	R-20-21-22-23-24-25-26-27-28-R-39-40-42-43-46-48	Allergi, nerveskader, genetiske skader, andre systemiske skader
III.	R-45-47	Kræft, fosterskader

Som tidligere nævnt er stofferne på arbejdstilsynets liste over neurotoksiske stoffer styrkeinddelt. I tabel 6.9 ses betydningen af de 6 grupper.

Tabel 6.9 Stofrisikoindeks (SRI) for neurotoksiske stoffer.

SRI	Betydning
0	Stoffer der ikke indebærer risiko for skadevirkninger på nervesystemet.
1	Stoffer der medfører en risiko for skadevirkninger ved uheld og kraftig påvirkning. Normalt arbejde med stoffet indebærer ingen risiko.
2	Stoffer der medfører en ringe risiko for skadevirkninger ved normalt arbejde.
3	Stoffer der medfører risiko for skadevirkninger ved normalt arbejde, ved kontakt med huden samt ved indånding af sprøjtetåger.
4	Stoffer der medfører stor risiko for varige og/eller alvorlige skader på nervesystemet selv ved normalt arbejde med stofferne.
5	Stoffer der medfører en risiko for bevidstløshed, død eller alvorlig skade på nervesystemet ved normalt arbejde.

Det samlede dataskema ses i figur 6.4. Skemaet skal bruges til at screene alle de stoffer og materialer, som er registreret i livscyklus for hvert materialevalg.

Figur 6.4

Dataskema for stoffer og materialer.

Stof/materiale	K	R	A	N	C	GV

K: Klassificering (3 kategorier, jvf. tabel 6.7)

R: Risikosætninger (3 kategorier, jvf. tabel 6.8)

A: Stoffet er anført på Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer (1990). L=luftvejsallergen. K=kontaktallergen.

N: Stoffet er anført på Arbejdstilsynets liste over neurotoksiske stoffer (1990). Herpå er stofferne inddelt i 6 grupper, jvf. tabel 6.9.

C: Stoffet er anført på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer (1988).

GV: Stoffet er anført på Arbejdstilsynets liste over grænseværdier (1988). Værdien angives i mg/m³. H=stoffet kan optaget gennem huden. L=loftsværdi.

Med udfyldelsen af skemaet i figur 6.4 er der samlet data for de registrerede stoffer for hvert materialevalg. Herved er det muligt at lave en relativ vurdering af det antal materialealternativer, der er aktuelle. Det skal understreges, at den relative vurdering på dette screeningsniveau ikke kan stå alene i en afgørelse af, hvilket alternativ, der er mest arbejdsmiljøvenligt. Dertil kræves en egentlig arbejdsmiljøprofil (farlighedsvurdering). Figur 6.5 på næste side viser et vurderingsskema, som kan bruges til den relative vurdering på screeningsniveauet.

Figur 6.5

Vurderingsskema.

K=klassificering,

R=risikosætninger,

G=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer,

N=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over neurotoksiske stoffer,

A=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer,

GV=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over grænseværdier,

M=manglende data.

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
	Antal stoffer	Antal stoffer	Antal stoffer
K I			
II			
III			
R I			
II			
III			
A			
N			
C			
GV			
M			

I forhold til dataskemaet er der i vurderingsskemaet tilføjet rubrikken M for manglende data. Herved fås en klarere opfattelse af, hvor dækkende vurderingen af de enkelte alternativer er.

6.2 Arbejds miljøprofil

Næste skridt i arbejdsmiljøvurderingen er at lave en farlighedsvurdering. I forhold til screeningen inddrages nu eksponeringen og vurderingen af de registrerede stoffers toksicitet bygger på mere omfattende datakilder end blot officielle lister. Da der er tale om en farlighedsvurdering i hele materialets livscyklus kan den præsenteres i en arbejdsmiljøprofil for materialet i de forskellige faser. Arbejds miljøprofilen er således et udtryk for:

- En vurdering af stoffernes egenskaber og toksicitet baseret på gængse datakilder (opslagsværker og databaser)
- En vurdering af eksponeringen i de enkelte trin i materialets livscyklus.

Arbejds miljøprofiler er grundlaget for at pege på det alternativ, som er mest arbejdsmiljøvenligt. Det kræver nogle valgkriterier, som vil blive diskuteret senere i dette afsnit. Først en nærmere beskrivelse af datakilder til henholdsvis vurdering af stoffer og eksponering.

6.2.1 Datakilder til stofvurdering

I det følgende præsenteres kort nogle af de mest gængse opslagsværker og databaser inden for toksikologiområdet. I øvrigt henvises til Midtgård & Wilhardt (1991).

RTECS. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.

Det amerikanske arbejdsmiljøinstituts (NIOSH) database over kemiske stoffers toksicitet. RTECS findes på microfiche, som on-line database og på compact disc, som via et CD-ROM anlæg kan kobles direkte til en PC'er.

Microfiche og CD-udgaven opdateres hvert kvartal. Indeholder data om irritative, carcinogene, mutagene og reproduktionsskadelige effekter samt forskellige akut toksicitetsdata fra dyreforsøg (bl.a. LD-50 og LC-50). Findes i to CD-udgaver, dels fra SilverPlatter, dels fra CCINFO. Den sidstnævnte præsenterer data mere brugervenligt end den første.

SAX. Dangerous Properties of Industrial Materials, Vol. I-III, 7.ed. 1989.
Dette bogværk indeholder stort set de samme oplysninger som RTECS, men for et mindre antal stoffer. Til gengæld i en mere lettilgængelig form.

PATTY's. Patty's Industrial Hygiene and Toxicology I-IIA-IIB-IIC-III, 1978-1982.

Indeholder mange detaljerede oplysninger om industrielt vigtige stoffer. Lidt besværlig at anvende. Er ikke opdateret.

IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.
En løbende monografiserie fra WHO's internationale kræftforskningscenter i Lyon. IARC evaluerer tilgængelige kræftundersøgelser om stoffer, materialer og processer. Supplement 7 (1987) giver en oversigt over de stoffer, som er vurderet i monografierne frem til volume 42. Den seneste monografi er volume 51 (april 1991). Ud over selve vurderingen af kræftundersøgelser indeholder monografierne som regel meget detaljerede oplysninger om stoffernes fremstilling og brug. Arbejdstilsynets kræftliste er baseret på IARC's vurderinger.

6.2.2 Datakilder til eksponeringsvurdering

Beskrivelsen af livscyklus for de forskellige materialevalg vil i et vist omfang indeholde oplysninger om potentiel eksponering af ansatte i de enkelte processer. For at udarbejde en arbejdsmiljøprofil (farlighedsvurdering) er det imidlertid nødvendigt i det mindste at give et skøn over eksponeringsform og -vej samt størrelsen af eksponeringen, jvf. tabel 6.2. En mere detaljeret vurdering af eksponeringen kræver dels præcist kendskab til alle arbejdsprocesserne i hele livscyklus, dels adgang til måledata fra alle disse processer. Et sådant kendskab og sådanne måledata vil meget sjældent findes i praksis, hvorfor de ofte må erstattes af kvalificerede skøn. Hvis arbejdsmiljøprofilen laves af en fremstillingsvirksomhed er arbejdsprocesserne naturligvis kendte og der kan også foreligge eller blive lavet målinger, men kendskabet til arbejdsprocesser hos råvareleverandører, underleverandører og aftagere af produktet eller komponenten vil ofte være meget ringe.

Midtgård & Wilhardt (1991) giver et bud på, hvordan en eksponeringsvurdering kan gennemføres på dette arbejdsmiljøprofil-niveau. Udgangspunktet for deres vurdering er følgende kilder: 1) livscyklusbeskrivelse med procesbeskrivelser, 2) datablade for stoffer og materialer, 3) virksomhedsbesøg med gennemgang af aktuelle eller tilsvarende processer og arbejdsoperationer, 4) erfaringer fra kontakt med materialeteknologiske centre, 5) generel arbejdshygiejnisk-teknisk erfaring og 6) undersøgelsesdata fra Arbejds milj ø instituttets database for arbejdspladsmålinger (ATABAS) og arbejdshygiejnisk litteratur.

Fremgangsmåden er herefter følgende:

1. Listning af alle processer/operationer, som er beskrevet i livscyklus.
2. Angivelse af mulig eksponering stammende fra de kemiske forbindelser,

- stoffer og materialer der fra processerne kan afgives til omgivelserne i form af støv, aerosoler, væske, gasser og dampe (eksponeringsform).
3. Angivelse af eksponeringsvej. Stoffer og materialer, der på partikel- eller gasform kan opblandes i luften markeres med et **I** (indånding). Stoffer og materialer, der på støv- eller væskeform forefindes på en sådan måde, at hudkontakt er mulig, markeres med et **H** (hudkontakt). Stoffer og materialer, der på pulverform forefindes på en sådan måde, at hudkontakt er mulig, markeres med et **O** (oral indtagelse).
 4. Angivelse af eksponeringsstørrelsen er gradueret i tre niveauer: **H** (høj), **M** (middel) og **L** (lav). Angivelsen er baseret på stoffernes mængde/koncentration, flygtighed, støvafgivelse, erfaringer og måledata fra tilsvarende processer samt virksomhedsbesøg og interviews.

I figur 6.6 ses det skema, som bruges til udarbejdelse af arbejdsmiljøprofilen. Midtgård & Wilhardt understreger, at vurderingen af eksponeringsstørrelsen er en vurdering af »brutto«-kildestyrken fra de enkelte processer og operationer. Hvor meget de enkelte beskæftigede kan blive eksponeret for ved de aktuelle processer og operationer er afhængig af bl.a.: proces- og maskindesign, tekniske foranstaltninger (herunder ventilations-systemer), lokaleforhold, luftbevægelser, produktionsstørrelse og -gang, sekundære kilder og type, hyppighed og varighed af de enkelte arbejdsoperationer.

Figur 6.6
Skema til udarbejdelse af
arbejdsmiljøprofil. (Midtgård
& Wilhardt 1991)

Fase/proces	Mulig eksponering	Eksponering		Mulige effekter
		Vej	Størrelse	

Brugen af denne fremgangsmåde og hvordan feltet »Mulige effekter« udfyldes vises i kapitel 8 i forbindelse med case'et.

Til sidst om eksponeringsvurdering skal det fremhæves, at i modsætning til screeningsfasen (identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer) er det normalt først i arbejdsmiljøprofil-fasen at *funktionsbiprodukter* også indgår i vurderingen, jvf. figur 6.3. Det drejer sig altså om stoffer, som dannes under forskellige bearbejdningsprocesser, typisk hvor der er tale om opvarmning. Sådanne stoffer kan have stor betydning for belastningen i arbejdsmiljøet.

6.2.3 Valgkriterier

Arbejdsmiljøprofilerne for flere alternativer udgør grundlaget for at sammenligne og træffe et valg om, hvilket alternativ der er mest arbejdsmiljøvenligt. For at lette sammenligningen og synliggøre, hvilke kriterier, der ligger til grund for et valg, inddeles de sundhedsskadelige effekter i tre kategorier efter stigende alvorlighed. Der kan bruges samme inddeling som i tabel 6.6 eller en inddeling i følgende fire kategorier, som bruges af Midtgård & Wilhardt (1991):

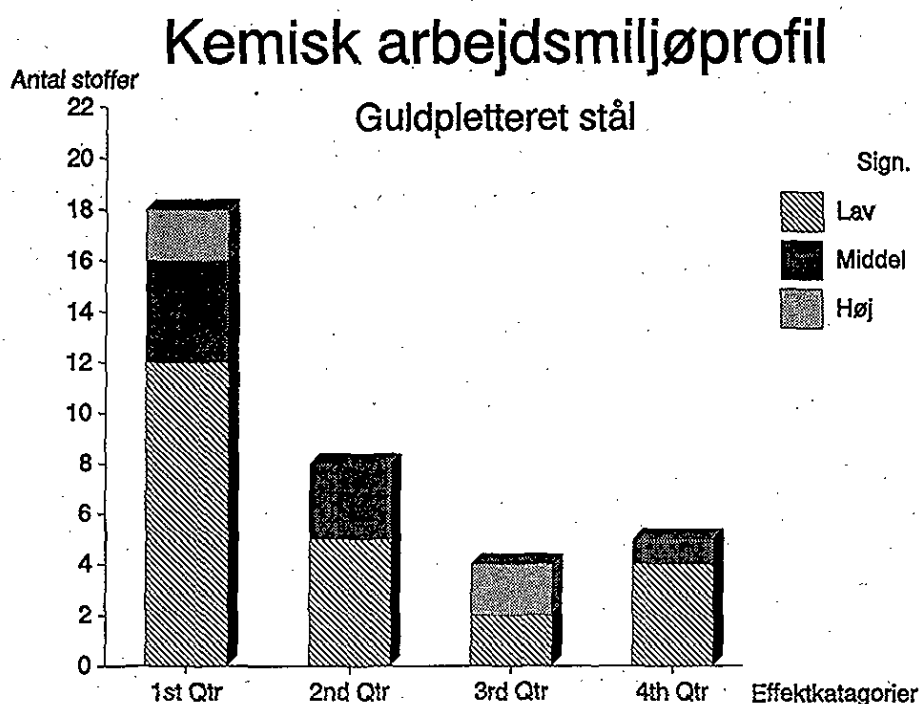
- I. Irritation, ætsning, hovedpine m.v.
- II. Allergi, bronchitis
- III. Fosterskader, nerveskader, genetiske skader (mutagen)
- IV. Kræft

Som tidligere understreget hviler sådanne inddelinger på en subjektiv vurdering af effekternes alvorlighed.

Grundlaget for at vælge kan nu fremstilles grafisk ved for hvert alternativ at angive antallet af stoffer med eksponeringsniveauerne lav, middel og høj inden for hver af de tre eller fire effektkategorier. I figur 6.7 ses et eksempel på en sådan arbejdsmiljøprofil. Den er lavet af Midtgård & Wilhardt og opererer med de fire effektkategorier, der er beskrevet ovenfor.

Figur 6.7

Kemisk arbejdsmiljøprofil.
(Midtgård & Wilhardt 1991)



Hvis et stof kan give anledning til eksponering flere steder i procesforløbet er alle forekomsterne talt med, idet sandsynligheden for at en sundhedsskadelig effekt opstår, bliver større jo hyppigere stoffet optræder. Figurene giver således et visuelt indtryk af sundhedsfarerne, eksponeringsniveauet og til en hvis grad også risikoen. (Midtgård & Wilhardt 1991).

Ved den relative vurdering, altså sammenligning af to eller flere materiale muligheder, kan arbejdsmiljøprofilerne resultere i to hovedsituationer:

1. Et af materialerne skiller sig klart ud via færreste antal stoffer i de alvorlige effektkategorier og laveste eksponeringsniveauer.
2. Alle alternativerne ligger tæt på hinanden, både hvad angår antallet af alvorlige stoffer og eksponeringsniveau.

I situation 1 er det umiddelbart muligt at pege på det mest arbejdsmiljøvenlige alternativ. I situation 2 kan man enten begynde at konstruere vægtnings- og scoringssystemer eller træffe et valg baseret på «sund fornuft». Begge muligheder indebærer *subjektive vurderinger*. Inden for dette projekts rammer kan scoringssystemer ikke anbefales. Risikoen er, at man hurtigt glemmer de subjektive valg, der ligger bag et scoringssystem og blot

fokuserer på de tal, som systemet frembringer.

Det helt afgørende – i begge situationer – er imidlertid at *dokumentere* de valgmuligheder, der findes. Herved er beslutningsgrundlaget åbent og gennemsækeligt. Andre kan se, hvad der er valgt og hvad der er valgt fra.

6.3 Specifik vurdering og forholdsregler

Den specifikke arbejdsmiljøvurdering drejer sig om det alternativ, som er blevet valgt efter at der også er taget hensyn til miljø- og energiforhold (og tekniske, økonomiske og markedsmæssige forhold), jvf. figur 2.1 i kapitel 2. I denne fase drejer det sig endvidere om at angive og dokumentere forholdsregler. Der kan således peges på tre hovedaktiviteter i forhold til det trufne valg:

1. Nærmere vurdering af kritiske elementer.
2. Angivelse af ønskelige ændringer, substitutioner m.m.
3. Dokumentation af valg og trufne forholdsregler.

6.3.1 Vurdering af kritiske elementer

Kritiske elementer i det trufne materialevalg kan være tilstedeværelsen af kemiske stoffer med uønskede potentielle effekter, processer med potentielt for høje eksponeringsniveauer eller mangel på toksikologiske data om indgående stoffer.

Kemiske stoffer med uønskede potentielle effekter kan begrunde dels en nærmere toksikologisk og fysisk-kemisk belysning af stoffet, dels en analyse af under hvilke omstændigheder eksponeringen finder sted i livscyklus. Den førstnævnte aktivitet, som bl.a. kan indebære datasøgning i toksikologisk originallitteratur, skal bidrage til en mere præcis forståelse af risikoen ved omgang med stoffet. Herunder oplysninger om optagelsesveje, biotilgængelighed, fordelingsforhold m.m. Som et yderligere bidrag til forståelsen af risikoen skal der evt. laves mere præcise analyser af eksponeringssituationen de steder i livscyklus, hvor stoffet forekommer. Den samlede øgede forståelse af risikoen skal danne baggrund for at træffe de rigtige foranstaltninger, hvis stoffet ikke kan erstattes.

Tilsvarende gælder for processer med potentielt høje eksponeringsniveauer. De indgående stoffers toksicitet og eksponeringssituationen skal analyseres nærmere.

Hvis udarbejdelsen af arbejdsmiljøprofilen har resulteret i manglende data for et eller flere stoffer er det den specifikke vurderings opgave at gå videre med datasøgningen i originallitteratur.

6.3.2 Angivelse af ønskelige ændringer

Vurderingen af de kritiske elementer fører videre til en angivelse af, hvor det vil være ønskeligt med ændringer i det trufne materialevalg. Ændringer kan omfatte substitutioner af både processer og kemiske stoffer eller forbedringer af forskellige sikkerhedsforanstaltninger. Spillerummet for at få gennemført ændringer vil være meget forskelligt alt efter karakteren og hvor i livscyklus, de skal gennemføres. Umiddelbart er det lettere at håndtere ændringer i en fremstillingsproces på ens »egen« virksomhed. Substitution af stoffer og materialer kan derimod ofte kun rejses som ønsker eller krav over for råvareleverandørerne.

6.3.3 Dokumentation af valg og forholdsregler

Som tidligere fremhævet er det vigtigt, at det trufne valg dokumenteres. Det indbefatter arbejdsmiljøprofilen, den specifikke vurdering, forslag til ønskelige ændringer og en beskrivelse af de foranstaltninger der er eller vil blive truffet i forbindelse med materialevalget. En sådan arbejdsmiljødokumentation kan i lighed med tekniske specifikationer og datablade bruges over for myndigheder, kunder og andre interesserede.

7. Energi- og ressourcevurdering.

I takt med den voldsomme stigning i verdenspopulationen og den øgede trussel mod jordens ressourcer stiger også erkendelsen af, at ressourcerne skal udnyttes på en forsvarlig måde. I den industrialiserede verden skal ressourceforbruget derfor nedsættes betragteligt (ressourceminimering) bl.a. ved at udnytte ressourcerne mere effektivt (ressourceoptimering) og ved at vælge dem med omhu.

Ressourceforbruget er derfor et vigtigt element også i forbindelse med materialevurderinger, idet der herved forstås forbrug af energi såvel som råstoffer/råmaterialer.

7.1 Energivurdering

Dette afsnit indeholder informationer til brug ved energivurderinger under en livscykluskonstruktion. Mange har gennem årene foreslået metoder til energiberegninger, men det er karakteristisk, at forudsætningerne for de enkelte beregninger varierer fra metode til metode. På samme måde findes i litteraturen opgjorte værdier for materialers (her specielt råmaterialers) samlede fremstillingsenergi. De materialer og stoffer, man kan finde tal for, er imidlertid alt for få. Let tilgængelige lister, som vel at mærke også er opdaterede, og med klare forudsætninger for beregningsgrundlaget, findes kun i beskedent omfang. Man kan da i givet fald blive nødt til at lave en mindre »Gallup-undersøgelse« ved henvendelse til en række producerende virksomheder for at få et kvalificeret bud på sådanne værdier.

En anden usikkerhedsfaktor ved energiberegninger på specielt processer, bearbejdnings, produktion i øvrigt, distribution, brug/forbrug, bortskaffelse eller genanvendelse er den effektivisering, der til stadighed finder sted. Har man nu de nyeste og mindst energikrævende metoder til rådighed, og hvordan vil dette influere på slutkapløbet mellem de opstillede alternativer?

Vi vil i det følgende opstille nogle generelle retningslinjer for hvilke energibidrag; det er interessant at medregne, så en sammenligning af opstillede alternativer kan finde sted, uden at arbejdet bliver uoverkommeligt, men så man samtidig får et tilstrækkelig korrekt resultat.

Grundideen bygger på samme metode som »forkortning af en brøk« ved at lade ens, men ukendte størrelser udgå med hinanden. Alle disse ens bidrag (som opstår ved sammenligning af et antal alternativer) er i denne sammenhæng uinteressante, da man ikke her – nødvendigvis – er på jagt efter nr. 1 rent energimæssigt, men blot skal have fundet det bedste blandt de for virksomheden i øvrigt acceptable alternativer.

På næste side listes de væsentligste parametre, som indebærer et energibidrag gennem livscyklus for et materiale. Som det kan ses begynder energiregnestykket med råmaterialets bundne energiindhold og det slutter med bortskaffelsen eller genanvendelsen.

Man kan foretage energiberegninger på forskellige detaljeringsniveauer, afhængigt af formålet. Meget ofte er det ikke nødvendigt at medtage samtlige energibidrag i et livscyklusforløb for at kunne foretage kvalificerede skøn på hvilket alternativ der er energimæssigt optimalt.

The International Federation of Institutes of Advanced Study (IFIAS) har udarbejdet nogle retningslinjer for at lette sammenligningen af energi-

analyser. Retningslinjerne blev vedtaget på »The First Workshop on Energy Analysis« i Sverige, august 1974. Man skelner mellem 4 niveauer for energianalyser med angivelse af hvilke energiforbrug man skal medregne i analyserne. (Jepsen 78)

På *niveau 1* medregner man kun det direkte energiforbrug i processen, dvs. brændsel, elektrisk energi, men ikke energiforbruget i de foregående processer og ej heller energiforbrug i forbindelse med energiens omdannelse til den anvendte form.

På *niveau 2* er yderligere medregnet direkte energiforbrug til fremstilling af råmaterialer og energifremstilling.

På *niveau 3* medregnes også det direkte energiforbrug til fremstilling af kapitaludstyr (maskiner, bygninger etc.), og energiforbruget til råmaterialefremstillingen er omregnet til primær energi (dvs. den energimængde der anvendes til fremstillingen af eksempelvis elektricitet og den samlede energimængde fra brydning af råstoffer til fremstilling af råmaterialerne er medregnet. Primære energikilder er hovedsageligt olieprodukter, kul og naturgas).

På *niveau 4* forfines detaljeringniveauet yderligere, og man nærmer sig efterhånden det totale energiforbrug.

PARAMETRE

RÅMATERIALE	Energi bundet i råmaterialet
PRODUKTION	Automatik Formgivningsmetoder Hjælpestoffer Varme Bearbejdninger Galvanisk overfl.behandling Maling
DISTRIBUTION	Pakkemaskiner Emballage Hjælpestoffer Transport -en gros -detail -forbruger
BRUG/FORBRUG	Energiforbrug under anvendelse Energiforbrug under vedligeholdelse -energi bundet i hjælpestoffer.
BORTSKAFFELSE/ GENANVENDELSE	Transport Håndtering, transportører Energiforbrug ved destruktion Evt. <i>Energigevinst</i> ved f.eks. forbrænding. Energiforbrug ved deponering af rest produkt Energiforbrug ved konvertering til nyt produkt. Modregning ved genanvendelse.

Energianalyser på niveau 2 siges at omfatte 90 – 95 % af det totale energiforbrug, hvilket vi stærkt må forvente er tilstrækkeligt til bedømmelse

af alternativer i livscykluskonstruktion. Endvidere skriver Jepsen (1978), at det indirekte energiforbrug til fremstilling af råmaterialerne *normalt udgør over 75% af det samlede energiforbrug til fremstilling af et produkt.*

Under beregning af energiforbrugene er det nødvendigt at tage højde for omdannelsesvirkningsgraderne for fremstilling af de forskellige energiformer. Herved får vi det såkaldte primære energiforbrug. Det er ligeledes nødvendigt at indregne de forskellige virkningsgrader for bearbejdningsprocesser, pumper, motorer etc.

I forbindelse med energiforbrugsvurdering til brug i en livscykluskonstruktion vil der ved opstilling af alternative materialevalg ofte gennem et livscyklusforløb være en lang række af energibidrag, som for de forskellige alternativeres vedkommende vil være ens. Ofte vil f.eks. energibidragene til montage, pakning, transport m.v. være af samme størrelsesorden. Disse energimængder er det for træfning af et valg ikke nødvendigt at udregne.

I dette projekt, som omhandler specielt valget af materialer og ikke så meget produktkonstruktion vil det *måske* være tilstrækkeligt at fokusere på det specifikke energiforbrug til fremstilling af råmaterialerne, for at kunne træffe et valg. Her spiller materialeudnyttelsesgraden en stor rolle. Hvor stort er materialespildet ved udsavning fra stang, boring af hul, slibning af overfladen etc. Hvor meget kan produceres pr. kg materiale sammenlignet med andre materialer.

Nedenfor er givet nogle data for virkningsgrader for omdannelse af primær energi til den aktuelle energiform, som anvendes. Desuden er der for forskellige bearbejdningsprocesser givet en række virkningsgrader. Begge er hentet fra (Jepsen 1978).

Omdannelsesvirkningsgrader for fremstillingen af forskellige forædlede energiformer:

<i>Energiform</i>	<i>Omdannelses- virkningsgrad μ</i>
Olie (boring, transport, raffinering)	0,80
Naturgas (boring, transport)	0,93
Kul (brydning, transport)	0,98
Koks (brydning, transport af kul, forkoksning)	0,80
Elektricitet (fremstilling af brændsel, omdann., distrib.)	0,30

Gennemsnitlig, reel virkningsgrad ved bearbejdning på forskellige værktøjsmaskiner:

<i>Maskintype</i>	<i>Gennemsnitlig virkningsgrad $\mu_{\text{gns., reel}}$</i>
Drejmaskiner (incl. automater)	41,6 %
Fræsemaskiner	36,5 %
Boremaskiner	36,7 %
Andre maskiner (især slibe)	42,5 %

7.1.1 Energiindhold i råmaterialerne

Der findes i dag lister over opgjort, akkumuleret energiindhold i råmaterialer. Værdierne, som er opgivet, er beregnet som det akkumulerede, specifikke energiforbrug, som omfatter følgende bidrag:

- 1) Energiforbrug til selve produktionsprocessen.
- 2) Energiforbrug til opvarmning af lokaler.
- 3) Energiforbrug til brydning og transport af råstoffer.
- 4) Energiforbrug til sikring af miljø.
- 5) Energiforbrug til distribution af det færdige produkt.

Energiindholdet i produktionsudstyret afskrives over energiforbruget i selve produktionsprocessen. (Denne metode er anvendt i »Miljøprojekt nr. 138, 1990«).

En anden beregningsmetode, som ligner ovenstående til forveksling er anvendt af DTI, energiteknik i rapporten: »Integreret Miljø- og Arbejdsmiljøvurdering af nye Materialer«. Følgende 4 energibidrag udgør tilsammen det akkumulerede, specifikke energiforbrug fra fremstilling til forbrug:

- 1) Det direkte energiforbrug til produktionen.
- 2) Det tilhørende energiforbrug til komfort (opvarmning, ventilation m.v.) i produktionslokaler og administrationsbygninger.
- 3) Energiforbrug til transport i forbindelse med produktion eller levering.
- 4) Afskrivning af energiforbruget til fremstilling af produktionsapparatet.

De tilgængelige lister over opgjort energiforbrug er sammenstukket af opgivelser, der hentet forskellige steder i litteraturen. Der er ikke altid konsistens mellem de opgivne værdier, ligesom det ikke altid fremgår klart under hvilke forudsætninger man har beregnet energiindholdene. Erik Lund Jepsen (1977) har i sin rapport »Fremstillingsprocessernes energi- og materiale-mæssige forhold« foretaget sammenligninger mellem forskellige opgivelser og fundet frem til *gennemsnitsværdier*, som skønnes korrekte indenfor +/- 20 %.

I relation til vore cases, som omtales i kap. 8 kan det nævnes, at han opgiver tabelværdier for bl.a. varmvalsede kulstofstålprofiler og for Höganäs, svampjern-pulver til fremstilling af sintrede produkter. Desuden opgiver han værdier for styren-butadien-gummi og polystyrenharpiks. Der findes dog ikke værdier for ABS-plastgranulat, som foruden polystyren og butadien også omfatter acrylonitril og sammenblanding af dem. Det er derfor ikke forsvarligt *direkte* at anvende de opgivne tal for beslægtede plastmaterialer. Man kunne i det omfang de øvrige alternative materialer i konstruktørens valgsituation afviger betragteligt energimæssigt pr. emne fra de tilsvarende emner i beslægtet plast-materiale anvende de opgivne værdier med et skønnet maximumstillæg/fradrag. Der er her tale om en situation, hvor man skal være omhyggelig i sine overvejelser, før man foretager et skøn.

Som nævnt er listerne dog langt fra så udbyggede, at de omfatter flere materialer end de absolut mest anvendte konstruktions- og byggematerialer. Imidlertid er der et projekt i gang, netop omhandlende udvidelse af listen over materialer. Projektet involverer bl.a. Statens Byggeforskningsinstitut

og løber over en 3-årig periode med start i 1990. Der kan altså *ikke* indenfor dette projekts rammer forventes en udvidelse af denne liste i følge samtale med Jørgen Dinesen, Statens Byggeforskningsinstitut.

På de følgende sider vises en række tabeller fra forskellige værker (kilden angivet). Tabellerne angiver det specifikke energiindhold i en række forskellige materialer. Det skal bemærkes at energienhederne og de udregnede energier varierer fra reference til reference. De anviste tabeller taler for sig selv og viser kompleksiteten i at vælge den rigtige værdi. Eksempelvis opgiver Gydesen et al 1990 et energiindhold for plast, hvilket jo er et vidt begreb.

Tabel 7.1 Schmidt et al (1990)

<i>Materiale</i>	<i>Massefylde kg/m³</i>	<i>Energiforbrug kWh/kg</i>
tagsten af tegl	1800	1,4
glaseret tegl	1900	2,0
valset stål	7850	8,4
støbejern	7200	9,7
kobber	8900	19,5
aluminium	2700	65,3
zink	7100	12,0
bly	11300	7,0
brædder, lægter	500	1,5
imprægnerede brædder	500	1,6
træfiberplader imp.	1000	4,3
mineraluld		5,3
planglas	2600	5,2
syntetisk gummi	1150	18,0
polyuretan		19,0
polyvinylklorid	1380	24,7
glasfiberarmeret polyester	1200	10,0
akryl	1180	19,0
asbestcement	1900	2,4
fugemasse	1200	17,3
bolte, skruer, søm	8000	11,0
oliemaling		4,5
emner af svejset stål	7850	9,4

Tabel 7.2 Jepsen. 1978

PRODUKT		
METALLER:	(kWh/t)	(MJ/kg)
primær råjern	7000	25
svampjern	5100	18
jern- og stålskrot (oparbejdet)	440	1,6
råstål ingots (gns. 46% skrot)	5400	20
<i>valsede halvfabrikata i kulstofstål:</i>		
varmvalsede plader og profiler	9200	33
koldvalsede plader	9500	34
koldvalsede palder, galvaniserede	10600	38
<i>pressepulver (jernpulver)</i>		
Mannesmann (100% råjern)	8700	31
Eaton Metal Powder (80% skrot)	4500	16
Höganäs (100%) svampjern	6900	25
Primær raffinadekobber ingots	17000	61
primær elektrolytkobber ingots	18000	65
<i>Valsede eller trukne halvfabrikata af primær elektrolytkobber:</i>		
tråd (5-30 mm ²)	22000	80
tråd (0,2 - 5 mm ²)	23000	82
tråd (0,2 - 5 mm ²) lakbehandlet	26000	94
tråd (0,03 - 0,2 mm ²)	24500	89
tyndplade	25000	90
sekundær kobber ingots	2200	8
primær aluminium ingots	73000	260
sekundær aluminium ingots	2500	9
trykstøbt aluminium (USA gns. 46% sek. A1)	44000	158
zink ingots (gns. USA)	19000	68
bly ingots (gns. USA)	7900	28
høj-kulstof crom-jernlegeringer (gns. USA)	18000	65
lav-kulstofs crom-jernlegeringer (gns. USA)	38000	137
ferromangan (gns. USA)	14500	52
primær titan ingots	150000	540
titan (gns. USA)	120000	430
magnesium	100000	360
PLASTMATERIALER (incl. brandværdi)		
LD-polyethylen harpiks	27500	99
HD-polyethylen harpiks	26000	94
polysteren harpiks	34500	124
FVC-harpiks	24500	88
styren butadien gummi	39000	140
ANDRE IKKE-METALISKE MATERIALER		
brændt kalk	2500	9
<i>Ildfaste materialer</i>		
basiske sten	7900	28
ildfaste sten	1250	4,5
teglsten	1000	3,5
Portlandcement	2300	8
sand og grus	15	0,06
gips	450	1,5
glas	5300	19
papir	6400	23

Tabel 7.3 Gydesen et al (1990)

Materiale	Vægtfylde (kg/m ³)	ASF-89 (kWh/kg)
Aluminium	2700(x8)	46
Aluminium (forarb.)	—	52
Beton	—	1,9
Kobber (forarb.)	—	26
Stål	7900 (x8)	7,0
Stål (forarb.)	—	13
Tegl	—	0,9
Glas (enkelt lags)	2500 (x8)	5,2
Glas (2-, 3-lags)	—	7,0
Glasfiber	—	7,0
Gummi (syntetisk)	1100 (x8)	18
Jern (støbt)	—	7,0
Kobber	—	20
Lecca nødder	—	0,9
Maling m.m.	—	7,0
Messing	—	20
Mineraluld	30 (x5)	5,3
Mørtel	—	1,9
Nylon	—	14
Pap	600 (x10)	6,5
Plast	1200 (x10)	20
Polystyren	—	30
Polyurethan	40 (x9)	19
Silicone	—	8,0
Træ	700 (x10)	1,6

Tabel 7.4 Andersen et al. 1979

For at skabe klarhed over, hvad man taler om, vælges det at anvende 3 betragtningsmåder, dvs. 3 forskellige »energiforbrug«.

ASF: Den *aktuelle specifikke energiforbrug* (SSF) i den industridel, der i dag leverer til byggesektoren, dvs. i tilfælde af import også den udenlandske for det betragtede materiale.

MSF: Den *minimale specifikke energiforbrug* i den industridel, der i dag leverer til byggesektoren for det betragtede materiale. Dette er enten ASF fratrukket energitabene eller i de tilfælde, hvor der findes alternative produktionsmetoder kan det være det lavest kendte ASF for disse forskellige metoder.

FSF: Det *fysisk-teoretiske laveste specifikke energiforbrug*, uden hensyntagen til de i (80.0) definerede forbrug: KF, RF, AF og MF, som kan beregnes ud fra entalpiændringer, dvs. forskellen i fri energi IG for isolerede processer.

Det akkumulerede energiforbrug for de behandlede materialer, kWh/ton (GER i MJ/kg)

e	NATURSTEN	ASF	MSF	FSF	GER
e0 1	alment	200	100	20	0,86
e1 2	granit og andre crupt.	200	100	20	0,86
e2 3	marmor	200	100	20	0,86
e3 4	andre kalksten	200	100	20	0,86
e4 5	sandsten	200	100	20	0,86
e5 6	skiffer	200	100	20	0,86
e6 7	-	-	-	-	-
e7 8	-	-	-	-	-
e8 9	-	-	-	-	-
e9 10	-	-	-	-	-
f	AFBUNDET BETON OG MØRTEL				
f0 11	alment	1200	600	200	5,18
f1 12	kalksandsten	485	200	85	2,09
f2 13	betonelementer	-	-	-	-
f3 14	porebetonelementer	-	-	-	-
f4 15	porebetonblokke	1250	560	135	5,17
f5 16	letkornsbetonblokke	1020	630	200	4,23
f6 17	asbestbeton	2400	1290	435	9,94
f7 18	jernbeton	-	-	-	-
f8 19	letkornsbetonelementer	1380	895	225	5,71
f9 20	øvrigt	-	-	-	-
g	LER OG KERAMISK MATERIALE				
g0 21	alment	1300	700	130	5,62
g1 22	ubrændt ler	6	3	1	0,03
g2 23	gule teglsten	1275	650	150	3,82
g3 24	røde teglsten	1175	600	150	5,08
g4 25	ildfaste teglsten	1400	750	175	6,05
g5 26	tagsten af tegl	1400	720	150	6,05
g6 27	glasseret tegl	2000	1000	200	8,64
g7 28	teglrør	1150	620	125	4,97
g8 29	glaserede fliser	8000	4000	800	34,60
g9 30	øvrige lermaterialer	-	-	-	-
h	METALLER				
h0 31	alment	10000	4000	1400	41,4
h1 32	valset stål	8370	3700	1250	34,6
h2 33	støbejern	9700	4150	1420	40,2
h3 34	svejset stål	9350	3900	1350	38,7
h4 35	forzinket stål	8970	4100	1400	37,1
h5 36	kobber	19500	6700	1400	80,7
h6 37	aluminium	65300	22000	4700	270,3
h7 38	zink	12000	6500	1500	49,7
h8 39	bly	7000	4000	1000	29,0
h9 40	øvrige materialer	-	-	-	-

Tabel 7.5 Andersen et al. 1979

ix	Træ	Stænger	ASF	MSF	FSF	GER
i0	41	alment	1100	450	70	4,75
i1	42	tømmer	720	350	50	2,70
i2	43	firhøvlet tømmer	1120	500	70	4,21
i3	44	brædder, lægter	265	360	50	2,82
i4	45	høvlede brædder	1295	520	75	4,86
i5	46	profilerede stænger	1395	550	90	7,11
i6	47	impræneret tømmer	795	385	55	2,99
i7	48	impræneret firhøvlet	1490	500	75	5,60
i8	49	lamineret træ	1420	650	130	5,11
i9	50	parketstave, løvtræ	1940	750	115	7,29
j	Bygningsplader af træ og gips					
j0	51	alment	4000	1800	250	15,0
j1	52	træfiberplader	4090	2515	180	15,4
j2	53	pap og papir	6500	3000	500	24,4
j3	54	finerplader	4160	2375	335	15,6
j4	55	træspånplader	1890	1250	220	7,10
j5	56	træbetonplader	2000	1200	200	7,51
j6	57	gipsplader	2400	1060	115	9,02
j7	58	imprægnerede finerplader	4325	2460	380	16,2
j8	59	imprægnerede træfiberplader	4320	2635	210	16,1
j9	60	øvrige bygningsplader	-	-	-	-
m	Glas- og mineralfiberplader					
m0	61	alment	6000	2400	700	22,5
m1	62	mineraluld	5335	2300	650	20,0
m2	63	asbestuæd og -fibre	875	440	100	1,29
m3	64	planglas	5170	2260	600	19,4
m4	65	skumglas	5200	2300	600	19,5
m5	66	armeret glas	5350	2315	620	20,1
m6	67	termoruder, 2 lag glas	7025	2800	940	26,4
m7	68	termoruder, 3 lag glas	7100	2850	1000	26,7
m8	69	støbt glas	5200	2300	600	19,5
m9	70	hærdet glas	5750	2500	600	21,6
n	Asfalt, gummi og plast					
n0	71	alment	20000	8000	1000	121,9
n1	72	asfalt	2800	1400	300	60,7
n2	73	asfaltpap	2800	1400	300	41,6
n3	74	syntetisk gummi	18000	8000	1800	125,8
n4	75	polypropylen	22150	5800	1000	151,8
n5	76	polyvinylklorid	24650	17500	2000	128,0
n6	77	polyethylen	16400	8900	1000	126,2
n7	78	polystyren	20650	6650	1000	177,5
n8	79	polyurethan	19000	8000	1500	114,9
n9	80	øvrige	-	-	-	-
p	Fyldstof					
p0	81	alment	100	50	20	0,41
p1	82	almindelige naturmaterialer	15	8	2	0,06
p2	83	sømateriale	20	10	4	0,14
p3	84	knust naturmateriale	12	16	6	0,09
p4	85	knust bjergmateriale	120	60	24	0,53
p5	86	exler-granulat	1230	855	250	5,12
p6	87	molergranulat	(1500)	(1000)	(300)	(6,48)
p7	88	flyveaske	(25)	(12)	(3)	(0,11)
p8	89	slaggemateriale	(25)	(12)	(3)	(0,11)
p9	90	øvrige fyldstof	-	-	-	-
q	Uafbundet kalk og -beton					
q0	91	alment	2400	1350	700	9,02
q1	92	kalk	2450	1385	900	9,20
q2	93	cement	2340	1400	510	9,69
q3	94	blandede hydr. bindemidler	2400	1400	700	9,94

Fortscettes

q4	95	mørtel	-	-	-	-
q5	96	beton, færdigblandet	-	-	-	-
q6	97	porebeton	-	-	-	-
q7	98	letkornsbeton	-	-	-	-
q8	99	gipsmørtel	-	-	-	-
q9	100	øvrige mørtelmateriale	-	-	-	-
t Fastgørelses- og fugemidler						
t0	101	alment	6000	3000	1000	(26,0)
t1	102	svejsmidler	12000	6000	1200	(51,8)
t2	103	kit	1160	580	115	18,8
t3	104	fugemasse	17300	8600	175	(94,0)
t4	105	kunstharpikslime	4500	2250	450	(28,9)
t5	106	epoxylime	(5000)	(2500)	(500)	(30,2)
t6	107	bolte og beslag	11000	5000	1500	47,0
t7	108	skruer og søm	11000	5000	1500	47,0
t8	109	_____	-	-	-	-
t9	110	øvrige	-	-	-	-
u Beskyttelses- og vedligeholdelsesmidler						
u0	111	alment	7000	3500	700	-
u1	112	korrosionbeskyttende midler	(8000)	(4000)	(800)	-
u2	113	tilsætningsmidler	(2000)	(1000)	(200)	-
u3	114	råd- og svampebeskyt. midler	3500	1600	320	60,1
u4	115	brandhæmmende midler	(6000)	(3000)	(600)	-
u5	116	oliemaling	4500	2250	450	-
u6	117	plastmaling	6700	3400	670	(48,8)
u7	118	siliconemaling	(8000)	(4000)	(800)	-
u8	119	cellulosemaling	3000	1500	300	(31,2)
u9	120	øvrige	-	-	-	-

x kWh/m³ h.h.v. GJ/m³

Tabel 7.6 (fortsættes også på næste side)

I: energiequivalenzwert MJ/kg
 II: verbrennungsenthalpiex MJ/kg
 III: dichte g/cm³
 IV:verfaren

		I	II	III	IV
polyolefine					
polyethylen niederer Dichte	LDPE	69	43,3	0,92	(1)
polyethylen hoher Dichte Pulver	HDPE	70	43,3	0,96	(2)
granulat	HDPE	72	43,3	0,96	(2)
polypropylen	PP	73	44	0,90	(3)
polyisobutylen	PIB	95	44	-	(4)
ethylencopolymerisat Bitumen	ECB	65	-	0,97	(5)
styrolpolymere					
polystyrol glasklar	PS	80	39,9	1,05	(6)
polystyrol schlagfest	SB	51	40	1,05	(7)
polystyrol schäumbar	EPS	82	40	-	(8)
styrol-acrylnitril-copolymerisat	SAN	80	-	1,08	(9)
styrol-acrylnitril-butadien-copolymerisat	ABS	84	37	1,06	(10)
polyvinylchlorid					
polyvinylchlorid pulver	S-PVC	53	~18	1,38	(11)
technische kunststoffe					
polyamid 6	PA 6	156	28,7	1,13	(12)
polyamid 66	PA 66	154	28,7	1,14	(13)
polyformaldehyd	POM	115	15,8	1,41	(14)
polyethylenterephthalat	PETP	84	31,4	1,35	(15)
polybutylenterephthalat	PBTP	108	-	1,29	(16)
polycarbonat	PC	107	29,4	1,20	(17)
polymethylmethacrylat	PMMA	91	24,6	1,18	(18)
duroplaste					

Fortsættes

ungesättigte polyester	UP	78	—	1,22	(19)
phenol-formaldehyd-harz	PF	82	—	1,3	(20)
polyurethan-rohstoffe					
polyetherpolyol		77	29,4	1,00	(21)
diphenylmethan-diisocyanat	MDI	110	29,4	1,22	(22)
toluylen-diisocyanat	TDI	145	29,4	1,22	(23)
verstärkte kunststoffe					
PA 6 mit 30% glasfaser	GF-PA	6	134	20,1	1,35
PA 66 mit 30% glasfaser	GF-PA	66	133	20,1	1,35
PC mit 30% glasfaser	GF-PC	91	20,6	1,42	
polyester-formmasse	GF-UP	43	—	1,8	(24)
phenol-formmasse holzmehlgefülltes	PF	50	~25	1,4	(25a)
asbestgefülltes	PF	43	~12	1,8	(25b)
schaumstoffe					
	[MJ/m ³]		[kg/m ³]		
polystyrol-hartschaum	1360	—	15		(26)
harnstoff-formaldehyd-schaum	480	—	12		(27)
PUR-weichschaum	2950	27,0	30		(28)

- (1) LDPE Hochdruck-Verfahren. Rohrreaktor.
- (2) HDPE Suspensions-Verfahren. Ziegler-Natta-Katalysatoren; neuentwickelte Gasphasen-Verfahren. Verfahren liegen im Energiebedarf etwas niedriger.
- (3) PP: Gasphasen-Verfahren.
- (4) PIB: Kontinuierliche Polymerisation von i-Butylen.
- (5) ECB: Ethylen-Copolymerisat/Bitumen-Mischung.
- (6) PS: Kontinuierliche Massepolymerisation.
- (7) SB: Kontinuierliche Massepolymerisation unter Zugabe von Polybutadien-Kautschuk.
- (8) EPS: Diskontinuierliche Perlpolymerisation mit Pentan als Treibmittel.
- (9) SAN: Kontinuierliche Massepolymerisation von Styrol und Acrylnitril
- (10) ABS: Polybutadien-Kautschuk als Weichkomponente
- (11) PVC: Diskontinuierliche Suspensionspolymerisation
- (12) PA 6: Luftoxidation von Cyclohexan; Cyclohexanonoxim; Umlagerung in Schwefelsäure, kontinuierliche Polymerisation von Caprolactam.
- (13) PA 66: Adipinsäure durch Salpetersäure-Oxidation von Cyclohexanol; Hexamethylendiamin aus Butadien und Blausäure; kontinuierliche Polykondensation von AH-Salz.
- (14) POM: Copolymerisation von Trioxan.
- (15) PETP: Kontinuierliche Umesterung von DMT mit Ethylenglykol.
- (16) PBTP: Kontinuierliche Umesterung von DMT mit Butandiol, hergestellt aus Acetylen und Formaldehyd.
- (17) PC: Phasengrenzflächen-Verfahren.
- (18) PMMA; Formmasse: Acetoncyanhydrin; Recycling der Schwefelsäure.
- (19) UP: Standard-Polyester aus PSA, MSA, Propylenglykol und Styrol; diskontinuierliche Polykondensation.
- (20) PF: Standard-Novolak aus Phenol und Formaldehyd; diskontinuierliche Polykondensation
- (21) Standard-Polyetherpolyole für Weichschaum.
- (22) MDI: Benzol: Phosgen-Route
- (23) TDI: toluol: Phosgen-Route
- (24) 1/3 Harz, 1/3 Glasfasen, 1/3 Füllstoff
- (25a) Standard-Typ 31: Kontinuierliche Herstellung
- (25b) Standard-typ 12: Kontinuierliche Herstellung
- (26) Schaumstoff PS 15, zu Blöcken verschäumt und zu Platten geschnitten.
- (27) UF-Isoherschäum, Raumgewicht 12 kg Trockenmasse pro m³ Nassschaum.
- (28) PUR-Weichschaumstoff, repräsentativ für Polsteranwendungen

Tabel 7.7 Energiäquivalenzwerte für Chemikalien und Monomere

	Energiäquivalenzwert MJ/kg	Verfahren
Grundchemikalien		
Wasserstoff	152	(1)
Kohlenoxid	13	(2)
Ammoniak flüssig	33	(3)
HNO ₃ in 60%iger Salpetersäure	8	(3)
SO ₃ in Schwefelsäure	2	(3)
Chlor	11	(4)
NaOH in 50%iger Natronlauge	11	(4)
Natriumcarbonat	17	(3)
Petrochemische Grundstoffe		
Naphtha	47	(5)
Ethylen	63	(6)
Propylen	61	(6)
C ₂ -Schnitt als Chemie-Rohstoff	60	(6)
Isobutylen	75	(7)
Butadien	69	(8)
Pyrolysebenzin	51	(6)
Benzol	63	(6)
Toluol	58	(6)
C ₈ -Aromaten-Gemisch	55	(6)
o-Xylol	74	(9)
p-Xylol	74	(9)
cyclohexan	68	(10)
Organische Zwischenprodukte		
Methanol	37	(1)
Formaldehyd	45	(3)
Harnstoff	23	(3)
Aceton	60	(11)
Phenol	67	(11)
Phthalsäureanhydrid	60	(12)
Maleinsäureanhydrid	64	(13)
Dimethylterephthalat	69	(14)
Vinylchlorid	45	(15)
Styrol	77	(16)
Acrylnitril	79	(17)
Glasfasern zur Verstärkung	50	(18)

- (1) Steamreforming von Erdgas
 - (2) Steamreforming von Erdgas. Tieftemperaturtrennung von CO und H₂
 - (3) Moderne grosstechnische Verfahren
 - (4) Siehe Abschnitt grundchemikalien S. 805
 - (5) Siehe Abschnitt Rohstoffe S. 804
 - (6) Siehe Abschnitt Petrochemische Grundstoffe S. 805
 - (7) Abtrennung aus der butadienfreien C₄-Fraktion der Naphtha-Spaltung
 - (8) NMP-Extraktion der C₄-Aromaten
 - (9) Trennung und Isomerisierung der C₄-Aromaten
 - (10) Katalytische Hydrierung von Benzol
 - (11) Cumolhydroperoxid, Säurespaltung
 - (12) Luftoxidation von o-Xylol zu PSA
 - (13) Luftoxidation von Benzol zu MSA
 - (14) Luftoxidation von p-Xylol und Veresterung zu DMT
 - (15) Aus Ethylen und Chlor in vollintegrierter Anlage; entstehender Chlorwasserstoff geht vollständig zur Oxichlorierung
 - (16) Moderne Verfahren zur Alkylierung von Benzol (weitgehende Nutzung der Reaktionswärme zur Dampf-Erzeugung) und zur Dehydrierung von Ethylbenzol (Verwendung des Dehydrierungsgases zu Heizzwecken)
 - (17) Cooxidation von Propylen und Ammoniak
 - (18) Nachangaben der Gevetes Textilglas GmbH
- Tabel 7.7 Kindler & Nikles 1980.

Tabel 7.7 fortsat

Energiäquivalenzwerte für Rohstoffe

Erdöl roh43,3	MJ/kg
Erdgas (ber 100% Methan)	51,0 MJ/kg *)
Steinkhole	29,5 MJ/kg *)
Steinkohlenkoks	37 MJ/kg
Schwefel	14 MJ/kg
Steinsalz	0,5 MJ/kg

Energiäquivalenzwerte für Energien udn Hilsstoffe

Druckangaben als Überdruck

1 t	Dampf (4 bar 151°C)	3122 MJ
1 t	Dampf (16 bar 203°C)	3180 MJ
1 kWh	Strom für die Kunststoff-Erzeugung	7,35 MJ
1 kWh	Strom für die Kunststoff-Verarbeitung	10,2 MJ
1 m ³	Kühlwasser (2 bar)	1,9 MJ
1 mn3	Stickstoff (8 bar 25°C)	0,9 MJ
1 mn3	Druckluft (4 bar 25°C)	0,6 MJ
Raffinerieprodukte als Heizstoffe:		1,07 x unterer Heizwert

Tabel 7.7 Kindler & Nikles 1980

7.1.2 Energiforbrug under produktion

Det direkte energiforbrug under produktionen er en summation af energi til maskiner og energi til interne transportsystemer. Der er desuden et energiforbrug til opvarmning af produktionslokaler, elektrisk lys, evt. air-condition/ventillation samt drift af kantine og administration - herunder kontormaskiner, datamater etc.

Mange af de ovennævnte størrelser vil ved en sammenlignende energivurdering mellem alternative materialevalg i en konstruktionssituation være nøjagtig lige store, hvorfor de er uinteressante i denne sammenhæng. *De interessante størrelser, som skal med i energiregnestykket er direkte relaterede til den involverede maskinpark eller det involverede procesudstyr.* I det omfang man ikke har henregnet hjælpe-stoffer incl. vandforbrug til råmaterialer, kan det i visse situationer være interessant at se på disses energiindhold.

I lighed med de energidata, som kan fremskaffes via de førnævnte tabeller for råmaterialer, bør man omregne sine energiforbrug til primær energi. Dvs. anvendes elektrisk energi, skal der tages højde for omdannelses-virkningsgraden ved fremstilling af elektricitet jvf. tabellen - tidligere i dette kapitel.

Desuden er det af stor betydning, at man kender de enkelte maskiner og procesudstyrs virkningsgrader. Eksempelvis kan nævnes, at gammelt udstyr ofte har en betydelig dårligere energiudnyttelse end nyt.

Der kan opstilles følgende generelle formel til beregning af energiforbruget i en delproces:

$$E = \sum M \cdot e + \sum \frac{E_D}{\mu \cdot \mu_M}$$

hvor M er massen af de indgående råmaterialer og e er disses specifikke energiindhold. E_D er det direkte energiforbrug i processen, μ er omdannelsesvirkningsgraden for den pågældende energiform og μ_M er maskin- eller procesvirkningsgraden.

7.1.3 Energiforbrug under distribution

Energiforbruget under distribution er direkte afhængigt af godsets vægt og til dels også volumen. Jo tungere godset er desto mere energi skal der til for at sætte transportmidlet i gang og holde det i fart. Er der tale om utildækket gods – dvs. gods som transporteres på åbent lad – kan vindmodstanden på godset spille en rolle. Energiforbruget afhænger i denne situation også af godsets volumen og form.

Det kan diskuteres om emballering af et produkt/materiale hører med til produktionsfasen eller om det hører ind under distributionsfasen. Under alle omstændigheder er der tale om et energiforbrug dels som bundet energi i emballagematerialet (kan dette i øvrigt recirkuleres?) og dels som energiforbrug på eventuelle pakkemaskiner. Energiforbruget kan her beregnes efter samme formel som angivet i det tidligere afsnit.

Forskellige transportmidler har naturligvis forskellige energiforbrug pr. ton × km og tabellen nedenfor, som er hentet fra rapporten om integreret miljø- og arbejdsmiljøvurdering af nye materialer, Schmidt et al, 1990 er en oversigt, som direkte kan anvendes til beregning af transportenergier.

Tabel 7.8 Schmidt et al (1990)

Transportmiddel	Lastevne tons%	Udnyttelse	Energiforbrug Kwh/ton km
varebil	1	30	3,8
lastbil	5	50	0,9
	38	50	0,25
godstog	670	32	0,15
skib -coaster	1000	50	0,17
-fragt	8000	50	0,16
tanker	34000	50	0,06
supertanker	250000	50	0,02
fly DC9-33	15,5	50	4,95

7.1.4 Energiforbrug i brugsfasen

Beregning af energiforbruget i forbrugsfasen, kan kun relateres til forbrug af selve materialet, samt eventuelle egenskaber ved materialet, som øger eller nedsætter energiforbruget på anden måde under dets anvendelse.

Man kan i designfasen udvælge materialer, som har længere holdbarhed eller lader sig udforme til produkter som er energisparende. Holdbarheden er samtidig en væsentlig parameter, når vi taler om vurdering af recirkulerbare kontra ikke-recirkulerbare materialer. Hvordan ser det samlede energiregnestykke så ud?

7.1.5 Energiforbrug i bortskaffelsesfasen

Bortskaffelse kan normalt opdeles i tre hovedgrupper:

- Deponering direkte på losseplads (beskyttet eller ej) eller ved opfyldning.
- Forbrænding.
- Genanvendelse.
- Kompostering.

Den første metode medfører dels et energiforbrug i selve deponeringshåndteringen og dels et energitab, som er relateret til det pågældende materiales bundne energiindhold. Energiøkonomisk er dette ofte en dårlig løsning.

Den anden metode anvendes naturligvis kun såfremt materialet er brændbart og kan være enten energiforbrugende eller give anledning til en »energigevinst«. Som eksempel kan nævnes at Vestforbrændingen kun sjældent er nødt til at tilføre primær energi til forbrændingsprocessen, som således hviler i sig selv. Man sælger i den forbindelse varmeenergien fra forbrændingsprocessen til eksterne brugere. Den mængde varme, som forbrændingsprocessen totalt resulterer i er således et kompromis mellem negative bidrag og positive bidrag. Metoden resulterer til sidst i nogle restprodukter, som ikke er brændbare, og som derfor må deponeres. Desuden udvikles nogle forbrændingsgasser til atmosfæren. Visse gasser (eks. HCl) skal fjernes fra forbrændingsgassen ved reaktion med tilsatte kemikalier, hvilket medfører en »energiudgift«.

Genanvendelse af materiale sparer det samlede energiregnestykke for energibidraget til råmaterialeudvinding. Som tidligere beskrevet er netop energiindholdet i råmaterialerne en meget væsentlig størrelse i det samlede energiregnestykke. Man skal dog regne med det eventuelle energiforbrug der medgår til eksempelvis en omsmeltning, en oprensning eller anden forarbejdning for at gøre materialet genanvendeligt.

Kompostering kan være energibesparende sammenlignet med f.eks. afbrænding. Komposterbare materialer, som er våde vil give anledning til et energiforbrug ved forbrænding, hvorimod der ikke er noget energiforbrug ved kompostering.

I kapitel 11 beskrives et eksempel på bortskaffelse af PVC ved forbrænding. Dette eksempel er interessant set ud fra et livscyklusomkostningssynspunkt, og dermed også ud fra et energibetragningssynspunkt.

7.2 Forbrug af råstoffer/råmaterialer

Det følgende omhandler specielt forbrug af råstoffer/råmaterialer og vurdering heraf. Flere af de hidtil udviklede og afprøvede livscyklusanalyser (f.eks.

Christiansen et al (1990) og Mekel & Huppel (1990)) har udeladt dette meget vigtige punkt, hvilket givet skyldes mangel på metodemæssigt grundlag. Det følgende skal af samme grund kun opfattes som en skitse af, hvilke overvejelser, der skal indgå i vurderingen.

I forbindelse med ressourceforbrug er der en række begreber af fundamental betydning. Det er

- bæredygtighed,
- fornyelige ressourcer,
- ikke fornyelige ressourcer,
- reversibelt udnyttede ressourcer,
- irreversibelt udnyttede ressourcer,
- truede ressourcer.

Bæredygtighed er et centralt begreb i forbindelse med ressourceforbruget. I Brundtlandrapportens definition på en bæredygtig udvikling hedder det at det »er en udvikling som opfylder de nuværende behov uden at bringe fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov i fare« (Brundtland-kommisionen, 1987). En bæredygtig ressourceudnyttelse kan altså forstås som et ressourceforbrug, der ikke overstiger den samtidige opbygning af ressourcen (Pedersen, 1990), idet man ellers forringer vilkårene for dem, der kommer efter os.

Med *fornyelige* ressourcer forstås de stof- og energistrømme, der oprettholdes ved hjælp af den fra solen indstrømmede energi, dvs. vedvarende energiressourcer, biologiske ressourcer og visse mineralske stofstrømme (Pedersen, 1990). Der er altså tale om ressourcer, der har mulighed for at blive gendannet indenfor en relevant tidshorisont. En bæredygtig udnyttelse af fornyelige ressourcer kræver at de fornyes i (mindst) samme takt som de forbruges. F.eks. at der plantes en mængde træ, som svarer til den mængde papirindustrien udnytter som råmateriale. Anvendelse af fornyelige ressourcer, der er bæredygtigt produceret er – alt andet lige – en positiv form for ressourceudnyttelse.

Med *ikke fornyelige* ressourcer forstås dem, hvis samlede mængde ikke ændrer sig naturligt indenfor en menneskelig relevant tidshorisont. Ikke fornyelige ressourcer kan udnyttes *reversibelt* eller *irreversibelt* (Pedersen, 1990). Ved den reversible udnyttelse sker der kun en midlertidig ændring af ressourcens form og genindvinding og genanvendelse er mulig. Det kræver dog tilførsel af energi. En reversibel udnyttelse af stål sker f.eks. når det efter brug omsmeltes og indgår i nye produkter. Ved irreversibel ressourceudnyttelse sker der en kemisk eller termisk ændring af ressourcens grundlæggende egenskaber, der betyder, at den ikke senere kan benyttes til et andet formål. Der sker f.eks. en irreversibel udnyttelse af olie, når det brændes af med henblik på at udvinde energiindholdet. Hvorvidt forbruget af reversibelt udnyttede ikke-fornyelige ressourcer er bæredygtigt afhænger af den måde, hvorpå ressourcerne genindvindes. Irreversibelt ressourceforbrug kan ikke betegnes som bæredygtigt, og er derfor en negativ form for ressourceudnyttelse.

Med *truede* ressourcer forstås ressourcer for hvilke man som følge af menneskelig rovdrift (ikke-bæredygtig udnyttelse) – eller evt. naturlig nedbrydning – kan forudse en udtømming/knaphed indenfor de næste generationer. Sådanne ressourcer må i særlig grad beskyttes. Det er imidlertid svært at definere truede ressourcer nærmere og lade dem indgå i materialevurderingen på en operationel måde.

Mennesket tillægger i dag ressourcerne forskellig værdi som følge af deres anvendelsesmuligheder. Men værdien afhænger helt af det aktuelle samfunds teknologi, og det er derfor ikke muligt at udtale sig om ressourcernes værdi i et mere langsigtet perspektiv. Hvad der er affald i nutidens samfund kan være en værdifuld ressource i fremtidens (Pedersen 1991). Det er derfor ikke umiddelbart muligt at afveje ressourcernes værdi. I tabel 7.9 er de parametre samlet, der skal indgå i materialevurderingen, idet det bemærkes at energiforbruget er behandlet i afsnit 7.1.

Opgørelse af ressourceforbruget skal naturligvis altid være nærmere specificeret i baggrundsmaterialet, hvori materialeforbruget skal være opgjort specifikt, så udeforstående kan se og forstå baggrunden for tallene.

Tabel 7.9 Ressourceforbrug

<i>Ressourcetype</i>	<i>Enhed</i>
Energiforbrug	kWh
Vandforbrug	l
Fornyelige ressourcer	kg
Ikke fornyelige – reversible	kg
Ikke-fornyelige – irreversible	kg

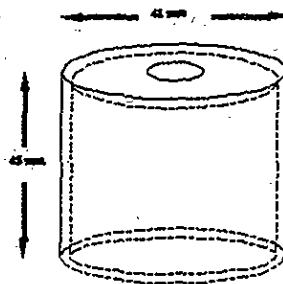
8. Case: Vurdering og valg af komponent

Da vi i nærværende projekt ønsker at relatere materialevurderingen til en anvendelsessituation, er det foreliggende arbejde udført med tre tilfældigt valgte cases som idegeneratorer. De tre udvalgte materialegrupper er plast, pulver (jern) og stål. Yderligere ønsker vi at få knyttet en overfladebehandling til hvert af de nævnte materialer. Vi har valgt at binde disse materialer op på den samme anvendelsessituation – *et vandhanegreb*. De tre cases som er udvalgt er følgende:

- Et vandhanegreb i forchromet ABS-plast.
- Et vandhanegreb i guldpletteret, sænksmedet kulstofstål.
- Et vandhanegreb i pulverlakeret, sintret jernpulver.

Figur 8.1

Skitse af vandhanegrebet. Den simple, cylindriske udformning er valgt af nemhedshensyn.



Første trin i arbejdet er at skaffe sig et overblik over de tre case-livscykler. Der er derfor udarbejdet en livscyklusbeskrivelse for hvert af de nævnte alternativer. Da informationsinputtene i de tre tilfælde er fremskaffet dels på baggrund af erfaringer fra virksomhedsbesøg, besøg på materialeteknologiske institutter, livserfaringer, samtaler med kolleger og litteraturstudier er de opstillede livscyklusbeskrivelser videreudbyggede under det meste af projektføreløbet, og de er derfor heller ikke opstillet efter den samme skabelon. Detaljeringens niveauet er heller ikke det samme i alle tre tilfælde, hvilket beror på at informationstilgængeligheden ikke er lige god. Detaljeringens niveauet er heller ikke det samme for miljø, arbejdsmiljø og energi/ressource betragtninger. Dette har haft en effekt på grundlaget, som vore underleverandører på projektet AMI og VKI har haft at gå ud fra. Det er dog mindre væsentligt i dette projekt, da case'ne netop skal tjene til udvikling af en *generaliseret* metode til bl.a. udarbejdelse af en sådan livscyklusbeskrivelse.

Næste trin i arbejdet er at få sat så mange tal og præcise oplysninger på livscyklusbeskrivelserne som overhovedet muligt, hvorefter der for hver af dem kan udarbejdes en miljøprofil henholdsvis en arbejdsmiljøprofil. Desuden skal der foretages energiberegninger, som er direkte sammenlignelige de tre cases imellem. Her tænkes på en summation af energibidragene fra produktionen af råmaterialerne via produktion af produkterne, distribution, brug/forbrug og til materialet er blevet bortskaffet/genanvendt.

På baggrund af miljøprofilerne, arbejdsmiljøprofilerne og energi/res-

source forbrugsberegningerne kan man afhængigt af de ydre rammer for arbejdet og virksomhedens målsætninger i øvrigt foretage det bedste valg set ud fra et miljø-/arbejds miljømæssigt synspunkt.

Der er ikke i nærværende projekt lagt op til nogen former for pointsystemer, som giver de enkelte alternativer en kompromis-karakter for henholdsvis miljø, arbejdsmiljø og energi. Et pointsystem bliver for abstrakt og lader konstruktøren i stikken når den »sunde fornuft« bliver nødvendig at tage i anvendelse. Desuden vil et pointsystem være baseret på subjektive vurderinger, som ikke kan generaliseres da grundlaget for vurderingerne kan variere.

8.1 Livscyklusbeskrivelser

8.1.1 Livscyklus-beskrivelse for forchromet plastvandhanegreb

ABS-plast (Ceycolac, EP 3510)

Plast-forchromningsanlæg (kemien heri)

Råmaterialer

ABS-plast –
fremstilling af
råmaterialer

ABS-plast består af 1) acrylonitril NC-CH=CH_2 , 2) 1,3-butadien $\text{CH}_2=\text{CH-CH=CH}_2$ og 3) styren (C_6H_5)- CH=CH_2 . Det er ikke muligt at fremskaffe konkrete oplysninger om additiver da det er fabriekshemmelighed.

- Se »generelt om additiver«

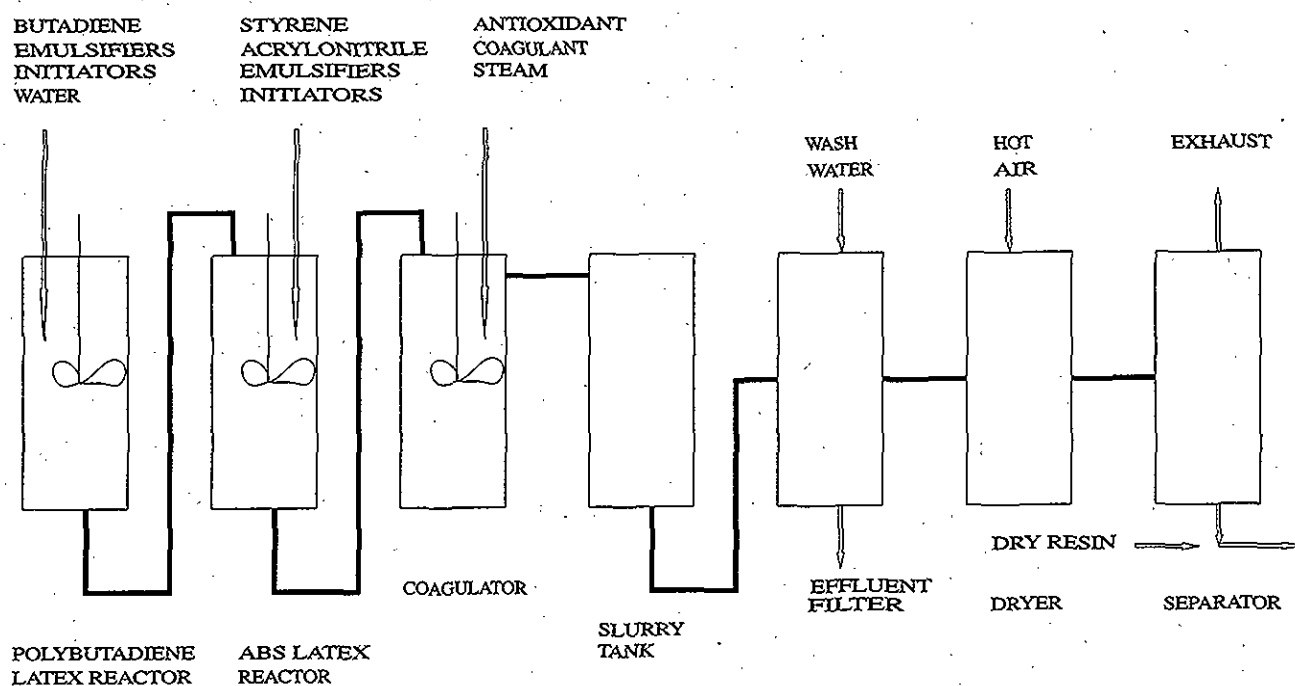
Der er flere måder at fremstille ABS-plast på. F.eks. kan butadien podes på SAN-kæder (SAN er en tilfældig copolymer, som består af styren og acrylonitril, ex.: SSASAAA), som så ser f.eks. således ud:

S	S	A	S	A	A	A
B		B		B	B	
B		B		B	B	
B		B		B	B	
B		B		B	B	

En anden mulighed er mekanisk at sammenblande en SAN-plast med acrylonitril-butadien-plast ved forhøjet temperatur. Mængdeforholdene og måden de 3 mono-/mesomere optræder på kan varieres. (Enhederne i en færdig polymer, som består af sammenkædede monomere, som ikke nødvendigvis er ens, kaldes mesomere.) ABS-plast er en termoplast, som er velegnet til sprøjtestøbning. Den forhandles således i granulatform.

Ceycolac EP 3510 er fremstillet ved den såkaldte emulsionsproces. Her foretages tre separate polymerisationer. Der laves først en polybutadienlatex hvorpå der podes styren og acrylonitril. Herved dannes en styren-acrylonitril copolymer. Et flow sheet for processen er vist nedenfor.

Figur 8.2 Flowsheet for fremstilling af ABS-plast.



Generelt om additiver

Fyldstoffer: Kridt, silikater, savsmuld.

Armeringsstoffer: Glasfibre, kulfibre.

Pigmenter: Overordentligt komplekst emne:

Blødgøringsmidler: Dialkylphthalater, alifatiske estere ud fra dicarbonsyre og langkædede alkoholer, tricresylphosphat (cresyl: methylphenol dog ikke orthoformen, da den er giftig), chlorerede, kortkædede polyethylenere (dog ikke polychlorerede biphenyler, da import og salg af disse stoffer er forbudt, *dibutyl- og dioktylphthalat er meget anvendte*)

Smøremidler: Kortkædede polyethylenere, metalstearater. Smøremidler tilsættes i meget små mængder (brøkdele af promiller).

Slipmidler: Silikonforbindelser.

UV-absorbere: Carbon black (kulstofpulver), 2,4-dihydroxybenzophenon.

Antioxidanter: Sterisk hindrede phenoler (phenol med store substitutioner i benzenringen f.eks. BHT) aminer f.eks. PBNA.

Antistatmidler: Skal hindre ophobning af elektriske ladninger. Kvarternære ammoniumforbindelser, carbon black.

Brandhæmmere: Aluminiumoxid, antimonoxid, phosphater, borater, halogenerede polymerdele, chlorerede/bromerede forbindelser. Ofte større mængder.

Nedbrydende stoffer: Thiocarbamater (store tyske producenter vil ikke producere nedbrydelige polymerer), måske er nedbrydningsprodukterne ikke miljøvenlige.

- 1) Sæbeopløsning til smudsjernelse.
- 2) Bejdsning i chromsvovlsyre (bortoxidering af butadien). Temp. 65 °C, Sammensætning: 300 g/l chromsyre + 250 g/l svovlsyre.
- 3) Bisulfitbad. 50 – 100 g/l natriumbisulfit. Stuetemp. Chrom(VI) omdannes til chrom(III).
- 4) Kolloid palladiumopløsning. Katalytisk behandling. Den kolloide palladium adsorberes i de overfladiske huller, som er opstået under bejdsning. Adsorptionen er delvist forårsaget af dannelsen af en svagt sur kationbytter i overfladen under bejdsningen. 60 – 65 mg/l Pd(0), 6-12 g/l Sn(II), 300 – 350 g/l HCl
- 5) Accelerator. Kolloidbeskyttelsen omkring palladiummolekylerne fjernes. Acceleratoren indeholder fluorborsyre.
- 6) Kemisk nikkelbad. Temp. 90 °C, nikkelchlorid 45 g/l, natriumhypofosfit 11 g/l, ammoniumchlorid 50 g/l, natriumcitrat 100 g/l, ammoniak til pH 9
- 7) Surt kobberbad. Kobbersulfat (med 5 krystalvand) 200-240 g/l, svovlsyre 45-75 g/l, stuetemperatur.
- 8) Watts nikkel. Nikkelsulfat (6 vand) 225-410 g/l, nikkelchlorid (6 vand) 30-60 g/l, borsyre 30-45 g/l.
- 9) Chrombad. chromsyre. Varmt bad. 277 g/l chromtrioxid + 1,1 g/l svovlsyre.

Figur 8.3 viser de forskellige trin i det konkrete livscyklusforløb. Desuden vises i hvilket omfang virksomheden selv er direkte involveret i et produkts livscyklus og hvornår i forløbet virksomheden reelt mister kontrollen med materialet/produktet.

Fremstilling af plast-vandhanegreb

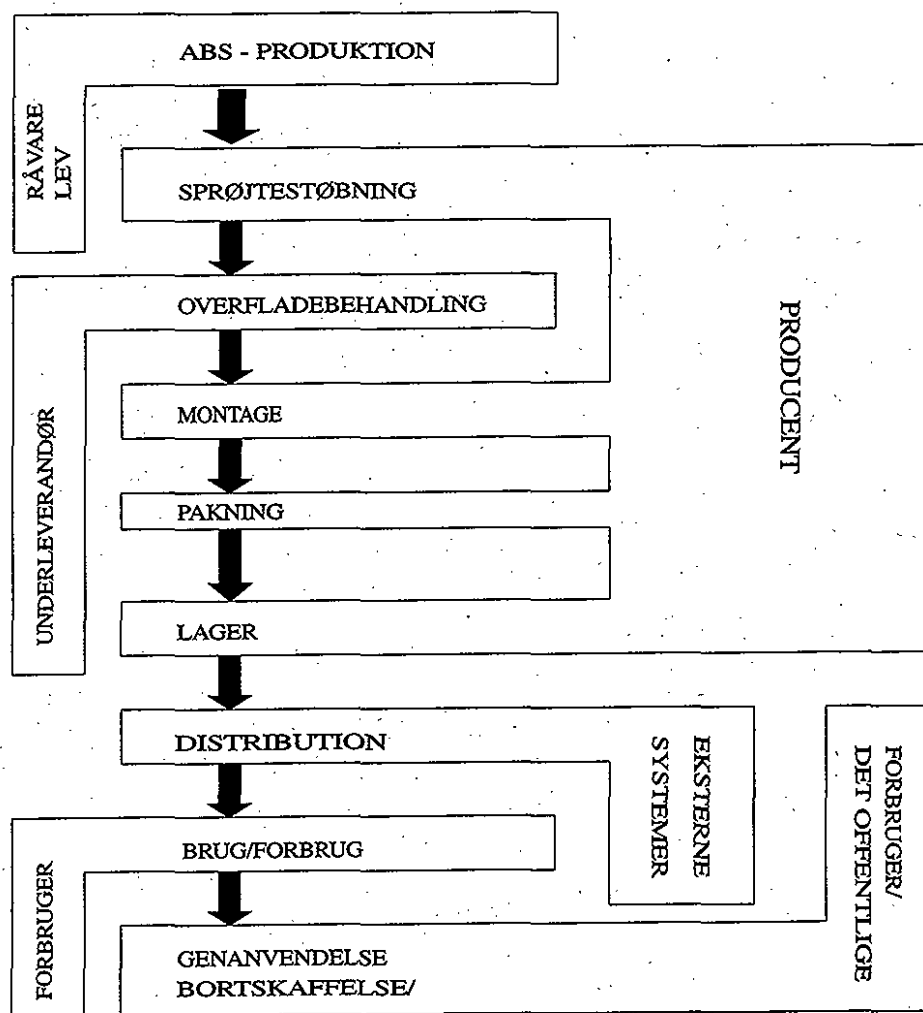
Vandhanegrebet skal fremstilles ved en såkaldt sprøjtestøbning. Ved sprøjtestøbning presses flydende plastmateriale ind i et formværktøj, som danner et hulrum svarende til det ønskede vandhanegreb. I værktøjet afkøles plastmaterialet til størkning, hvorefter dets to halvdele skilles og det færdige emne presses ud.

Værktøj til sprøjtestøbning

Der fremstilles en form af højkvalitets værktøjsstål. Formen er i to halvparter og er forsynet med et antal kølekanaler, hvorigennem der sendes vand. Formen er konstrueret så det færdige emne har en godstykkelse på omkring 2-3 mm, af hensyn til materialets egenskaber i øvrigt (styrke, spændinger, overfladefænomener, sugninger). Færdigemnet har den indvendige diameter $\varnothing_{\text{indv.}}$ 35 mm og en højde på 45 mm. Der er et materialevolumen på 20 cm³.

Figur 8.3

Illustration af de forskellige livscyklusfaser samt i hvilket omfang virksomheden »har føling« med sit materiale.



Sprøjtestøbning

De fire vigtigste faktorer ved sprøjtestøbningsprocessen, som har betydning for vedhæftningen er:

- 1) Massetemperaturen.
- 2) Formfyldningshastigheden.
- 3) Sprøjtetrykket.
- 4) Formtemperaturen.

Plastgranulatleverandøren oplyser normalt hvilke støbningskonditioner, der giver de bedste resultater. Følgende er dog gode gennemsnitsværdier: Massetemperatur på 240°C, Formfyldningstid på 2-5 sek., Sprøjtetryk på 1000 kp/cm² og en formtemperatur på 50 – 80°C. Eftertrykket bør reduceres hurtigst muligt, så man undgår spændingsindefrysninger.

Afgratning/slibning

Efter sprøjtestøbningsprocessen vil der eventuelt være støbe«fejl», som stammer fra støbeformens indløbskanaler og måske også fra samlingen mellem de to halvparter. Disse støbe«fejl» skal fjernes. Dette kan ske ved en spåntagende bearbejdning, slibning el. lign. eller måske kan man brække »indløbene« af.

Overfladebehandling

Efter endt bearbejdning kan emnerne gå til overfladebehandling. Procesrækkefølgen er beskrevet i det tidligere afsnit om råmaterialer.

Først skal der ætzes små huller i overfladen v.h.a. chromsvovlsyre. Det er butadien, som bortoxideres i overfladen af emnet.

Derefter neutraliseres chromsvovlsyren på overfladen og emnet kan nu gå videre til aktivering før kemisk udfældning af nikkel eller kobber. Emnet dyppes i en kolloid opløsning af palladium. Kolloidbeskyttelsen omkring palladiumatomerne fjernes, hvorefter der kan udfældes et tyndt lag metal (kemisk kobber eller nikkel), dels i hullerne dels på resten af overfladen.

Nu er overfladen blevet elektrisk ledende, hvilket gør det muligt elektrolytisk at udfælde et tykkere lag metal. Det sidste lag er chrom. Der er indkoblet skylleprocesser mellem de enkelte procestrin

Montage

Efter endt overfladebehandling sendes emnerne til montage. Her samles vandhanearmaturer incl. håndgreb. Der arbejdes muligvis med affedtningsvæsker, men i alle tilfælde med vandhanefedt, som smøres på spindelen.

Nogle af de forchromede plasthåndtag vil ikke blive monterede, da de skal kunne anvendes til reservedele.

Pakning

Efter montering af de forskellige løsele på armaturerne skal disse pakkes i æsker. Normalt er vandhanearmaturerne meget flotte og glansforchromede, hvorfor de jo nødt skal rides under lagring og transport. Æskerne, som armaturerne pakkes i vil derfor skulle indeholde en skumforing, skum«chips» eller bobleplastik.

I pakkeoperationen vil der blive anvendt papkasser, klips, plast- el. stålband til bundtning af papkasser, tape, støddæmpende skummaterialer eller bobleplast, mærkater (selvklæbende), plastikposer og evt. krympeplastfolie.

Kasserne vil blive stablet på paller ved håndkraft, og pallerne vil blive transporteret med »hunde« (løftevogne) og trucks.

Lagring

Lagring foregår flere steder. Fabrikanten er nødt til at have et bufferlager til midlertidig opbevaring inden armaturerne kan transporteres ud til en gros lagrene. På en gros lagrene pakkes nogle af armaturerne ud til salg i små portioner.

I forbindelse med større håndværksmæssige installationsarbejder vil der blive aftaget store partier fra en gros lagrene, hvorfor varerne ikke pakkes ud.

Distribution. (Transport)

Transporten fra fabrikken til en gros lagrene vil ofte foregå i lastbiler. Ved eksport til fjernere liggende lande/kontinenter vil transporten være delt i 3 deltransporter: lastbil, skib, lastbil.

Transporten kan ved eksport til omkringliggende lande også foregå per tog. Det vil være økonomi kombineret med overholdelse af leveringstidsfrister, som bestemmer transportmetoden.

Fly transport vil være sjælden på grund af omkostningsniveauet, da emnerne er tunge i forhold til deres pris – normalt er ABS-håndtagene jo monteret på tunge messing armaturer (blandingsbatterier).

Transport fra en gros lagrene til monteringsstederne vil ofte foregå i varebiler eller personbiler. I gør-det-selv situationen kan transporten også foregå til fods eller på cykel.

Det forchromede vandhanegreb er oftest monteret på blandingsbatteriet når dette indkøbes. Forbrugeren skal derfor blot anvende produktet.

Under brug udsættes den forchromede overflade for vand og håndsæbe samt slid idet der åbnes og lukkes for vandhanen adskillige gange hver dag. Ofte bliver produktet udsat for rengøring med skrappe midler (scotch-brite, skurepulver, salmiak etc.).

Efterhånden nedslides/opløses overfladebelægningen på vandhanegrebet, hvorved dette mister sit attraktive udseende. Vi står således for at skulle udskifte enten selve vandhanegrebet eller alternativt hele blandingsbatteriet.

Bortskaffelse/genbrug

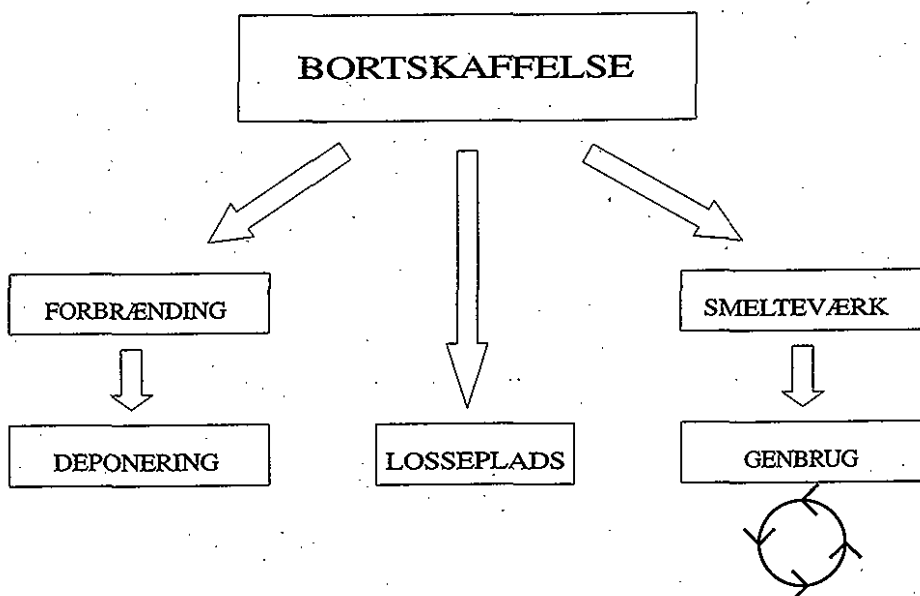
1) Det forchromede plastikgreb afmonteres og smides i skraldespanden, hvor det bliver blandet med øvrigt husholdningsaffald. Dette affald sendes til en forbrændingsanstalt, hvor brændbare dele afbrændes og øvrige dele skilles fra og deponeres. Affaldet, som sendes til deponering indeholder således chrom og chromforbindelser, kobber og kobberforbindelser, nikkel og nikkelforbindelser.

2) Det forchromede plasthåndtag afmonteres og sendes sammen med øvrigt affald til deponering på en alm. losseplads uden at der har været tale om en forbrænding eller en sortering/udskillelse.

3) Såfremt hele vandhanearmaturet afmonteres, vil det ofte blive afleveret på kommunens modtagestation, som metalaffald. Herfra sendes det til et messingsmelteværk, hvor det dumpes ind i smeltediglen. Plasten brænder af og giver et slaggebidrag, som fjernes, mens chrom, kobber og nikkel forbliver i metalsmelten. Formodentlig separerer man de uønskede metaller fra før man kan genanvende messingene.

4) Der er foretaget eksperimenter med genanvendelse af forchromede plastikkomponenter. En anvendelig metode kaldes kryoformaling, hvor produktet nedkøles under køling. Man kan således separere plast og metaller og omsmelte begge dele. *Metodens udbredelse kendes ikke.*

Skitse af de mest almindelige bortskaffelsesmetoder.



For at kunne lave en miljøvurdering af foranstående livscyklus er det nødvendig at bryde begreberne ned i enkeltdele og sætte mængder på, samt klarlægge hvilken tilstandsform de enkelte komponenter optræder i.

Løsningen af denne opgave er stærkt betinget af, at der gøres en lang række forudsætninger om valg af proces, maskinpark, kemikalievalg i de enkelte delprocesser, badstørrelser, procestemperaturer, miljøtiltag på det aktuelle anlæg.

Der tages derfor i første omgang udgangspunkt i ressourceforbruget for den enkelte komponent.

Den anvendte ABS-type er i dette tilfælde Ceycolac, EP 3510 fra General Electric.

Den samlede overflade af et emne skønnes at være ca. 150 cm² (ydre flader). Godstykkelsen er sprøjtestøbningsteknisk sat til 3 mm, *plastforbruget er 20 cm³ per emne*. Der kan ikke oplyses noget om additiver i plasttypen, da producenten forbeholder sig retten til disse oplysninger.

Overfladebehandling

Den effektive overflade («strømfelts tilgængelige») er skønnet til 150 cm². Der udfældes følgende mængder materiale på overfladen:

- 1) Bejdsning i chromsvovlsyre. Temperatur: 65 °C. Der er tale om en del udslib fra badet. En håndregel siger at udslibet udgør 2-3 ml pr. dm². Sammensætningen af syren er 300 g/l chromsyre + 250 g/l svovlsyre, hvilket betyder at der med et overfladeareal på 150 cm² pr. emne udslibes i alt 3-4 ml, altså 900-1200 mg chromsyre + 750-1000 mg svovlsyre pr. emne.
- 2) Palladium: *Uhyre lidt*. Langt den overvejende del af palladiumforbruget kan tilskrives medrivning af badvæske fra proceskarret til det næste kar. Palladiumbade er meget kostbare men har til gengæld en meget lang levetid på grund af tilsatte stabilisatorer. Badvæsken indeholder 60-65 mg/l Pd, 6-12 g/l Sn(II), 300-350 g/l HCl. Med et udslib på 2 ml/dm² medrives 3 ml per emne dvs. op til 195 mg Pd + 36 mg Sn(II) + 1050 mg HCl per emne.
- 3) Accelerator: Her er det udelukkende udslibet, som betyder noget miljømæssigt.
- 4) Kemisk nikkel: Der udfældes 0,5 µm på 150 cm² altså 7,5 mm³ nikkel eller 66,80 mg per emne. Derudover medrives ca. 3 ml badvæske per emne, altså 135 mg NiCl (84,2 mg Ni), 33 mg natriumhypofosfit, 150 mg ammoniumchlorid og 300 mg natriumcitrat per emne.
- 5) Surt Kobber. Der udfældes ca. 20-25 µm kobber, svarende til 375 mm³ eller 3338 mg kobber per emne. Derudover medrives ca. 3 ml badvæske per emne svarende til ca. 180 mg Cu og 225 mg svovlsyre per emne.
- 6) Nikkelplettering (Watts bad) 70-80 g nikkel/liter. Der udfældes ca. 10 µm nikkel svarende til 150 mm³ eller 1336 mg Ni pr. emne. Derudover medrives ca. 225 mg nikkel per emne.
- 7) Chromplettering. Der udfældes ca. 1 µm chrom svarende til 15 mm³ eller 108 mg chrom per emne. Derudover medrives ca. 3 ml bad svarende til 432 mg chrom per emne.

Med mindre galvanisøren er i stand til at genanvende (genudvinde) metallerne, som rives med ud af de pågældende procesbade, må disse medrivninger betragtes som spild, der skal bortskaffes.

Råmaterialer

8.1.2 Livscyklus beskrivelse for guldpletteret stål vandhanegreb

Stål 35 (lavtlegeret stål, som er smedebart) i ø 30 mm som stangmateriale i 6 m's længde, udsavet i klodser à 35 mm's længde.

Trikllorethylen til affedtning.

Kemikalier i et guldpletteringsanlæg (nikkel, kobber, guld og vand + kemikalier).

Stål 35 – beskrivelse af råmaterialer

Stålet tilvirkes på et stålvalseværk. Råjern smeltes (evt. sammen med stålskrot) i en smelteovn og der tilsættes bl.a. kalk. Smeltens sammen sætning justeres inden den støbes ud i store blokke. De store blokke af stål bliver eventuelt skåret ud i mindre klodser og derefter valset ud i stænger, plader etc. Herfra sendes stålet til stål-grossister, hvorfra det kan opkøbes af maskinfabriker etc.

Trikllorethylen

Trikllorethylen anvendes til affedtning i et såkaldt dampaffedtningsanlæg. Anlægget er i princippet et stort, åbent kogekar, som har køling på den øverste del af siderne og afsugning langs den øverste kant på de to langsider. Når man sænker sit olierede eller tilfædtede emne, som har stuetemperatur, ned i den stående dampzone, som er ca. 86°C, kondenseres triklordampene på overfladen, hvorved fedtet eller olien opløses og sammen med opløsningsmidlet løber ned i den kogende sump. En håndregel siger, at emnet er rent, når der ikke mere kondenseres trikllorethylen på overfladen dvs. når emnet har nået dampens temperatur.

Kemikalier i et guldpletteringsanlæg

- 1) Ludaffedter (anodisk). Opløsningen er stærkt basisk og ætsende. 90 g/l af følgende blanding: (tallene angiver vægt %) natriumhydroxid 50, natriumcarbonat 24, natriummetasilikat 20, natriumtripolyfosfat 5, overfladeaktiver (anioniske) 1.
- 2) Skyl. (2 stk).
- 3) Bejdsning. Halvkonc. saltsyre.
- 4) Skyl. (2 stk).
- 5) Kobberplettering. (svovlsyre 45-75 g/l, kobbersulfat (5 vand) 200-240 g/l).
- 6) Skyl. (3 stk).
- 7) Nikkelplettering. (nikkelsulfat (6 vand) 225-410 g/l, nikkelchlorid (6 vand) 30-60 g/l, borsyre 30-45 g/l).
- 8) Skyl. (3 stk).
- 9) Guldplettering. (kaliumguldcyanid 8 g/l, kaliumcyanid 30 g/l, kaliumcarbonat 30 g/l, dikaliumfosfat 30 g/l (øger glansen).
- 10) Skyl. (3 stk).

Værktøj til sænksmedning af vandhanegrebet.

Fremstilling af forgyldt stål-vandhanegreb

Der fremstilles et antal forme til brug ved sænksmedningen. Formene hen gennem smedningslinjen får gradvist større og større lighed med emnet – den ene halvpart er »negativ« den anden halvpart er »positiv«. Formene er

vandkølede og fremstillet af hærdet stål. De to halvparter presses sammen omkring emnet, som således formgives.

Smedning

Stangmaterialet, som er indkøbt i den »rigtige« dimension opsaves i klodser, som er præcis så store, at der er materiale nok til oppresning af emnet. Klodserne opvarmes til over rekrySTALLISATIONstemperaturen hvorefter de anbringes i det første smedningsværktøj. Her udsættes klodsen for den første varmdeformation. Princippet i sænkmedningen er bl.a. at emnet langsomt deformeres i mange trin, hvorved deformationsmodstanden bliver mindst mulig. Styrken i det færdige emne afhænger bl.a. af kornstørrelsen i materialet. Ved den kraftige opvarmning (i området 1100°C) kan strukturen undertiden blive meget grovkornet, men de gentagne rekrySTALLISATIONER under smedningen gør den igen finkornet, hvorfor man bør tilrettelægge sin smedning så slutsmedningen foregår ved lavest mulige temperatur.

Afgratning/slibning

Efter smedningsprocessen vil der ofte være et materialeoverskud, som kommer til udtryk som finner eller grater. Disse skal fjernes ved afgratning (f.eks. rysteafgratning/eksplosionsafgratning) eller slibning. Yderligere vil der som følge af opvarmningen være et lag oxider eller glødeskal, som alt efter grovheden fjernes i dette trin – ofte ved blæserensning (sandblæsning).

Gratprocenten – dvs. forholdet mellem »skæggets« vægt og emnevægten kan være op til 70% afhængigt af emnets udformning og størrelse.

Fræsning/boring

Såfremt man ønsker en speciel, »skarp« kontur på vandhanegrebet er det muligvis nødvendigt at fræse i emnets overflade. Der skal bores eller lokkes hul i toppen af grebet, så det kan monteres på vandhanearmaturet.

Guldplettering

Efter den rent mekaniske bearbejdning, sendes emnet til overfladebehandling. Først kontrolleres emnerne for forureningsgraden. Skal de evt. have en grov afrensning for fjernelse af rust inden de kan sendes til den i proceslinien indbyggede affedtning og bejdsning? Der affedtes ofte med trichlorethylen.

Herefter monteres emnerne på galvanooophæng, som ofte består af plastic-coatede kobber eller aluminium stænger, hvorpå der monteret titanspidser, som kontaktpunkter. Man anvender titan da dette stof er inert overfor de fleste kommercielle galvanobade.

Galvanooophængene hænges herefter op på varestangen i det første bad, som er en anodisk ludaffedter. Man skruer op for strømmen, hvorved der udvikles ilt på overfladen af emnet. Denne iltudvikling er med til at øge ludaffedterens effekt.

Næste trin er en skylleproces. Man flytter sit galvanooophæng over i næste kar, som indeholder vand. Her skyller man ludaffedteren af. Evt. har man flere skyllekar med tilbageløb (spåreskylssystem) så det sidste hold skyllevand er meget rent.

Herefter flytter man sine varer over i næste proceskar, som er en bejdsning. Her fjernes eventuelle oxidfilm på overfladen. Der skylles igen som beskrevet og emnerne er nu klargjorte til den egentlige overfladebehandling.

Først udfældes et lag kobber på emneoverfladen. Kobber har evnen til at udglatte små ujævnheder på overfladen og medvirker derved til en større glans.

Der skylles igen som beskrevet.

Herefter skal der udfældes et spærrelag af nikkel. Nikkel hindrer diffusion af kobber ud i det efterfølgende guldlag. Der er naturligvis indkoblet en skylleproces mellem nikkelpletteringen og gulddpletteringen.

Overfladebehandlingen afsluttes med en grundig skylning og en tørring med enten varm luft eller trykluft.

Procesbadenes sammensætning er givet i det tidligere afsnit om råvarer.

Montage

Vandhanearmaturene samles, og de forgyldte håndgreb påmonteres. Nogle af håndgrebene vil *ikke* blive monteret, da der altid er et behov for reservedele til brug ved evt. reklamationer.

Pakning

De fine, forgyldte vandhanearmaturer incl. håndgreb, skal nu pakkes ned i kasser, så de ikke bliver ridsede. Æskerne, som armaturerne pakkes ned i skal derfor være forede med et skummateriale, luftbobleplast eller andet, som er blødt.

I pakkeoperationen vil der blive anvendt papkasser, klips, tape, plastikfilm el. poser, plast- el. stålband til bundtning af papkasser, støddæmpende skummateriale eller bobleplast, selvklebende mærkater evt. krympeplast-folie.

Lagring

Lagring foregår flere steder. Dels er der et bufferlager hos fabrikanten og dels er der en del en gros lagre. På en gros lagrene pakkes nogle af armaturerne ud til salg i mindre portioner. Ved salg i større portioner til store nybyggerier vil varerne ikke blive pakket ud.

Distribution. (Transport)

Transporten fra fabrikken til en gros lagrene vil oftest foregå i lastbiler. Ved export til fjernere liggende kontinenter vil transporten være delt i tre deltransporter: lastbil, skib/fly, lastbil. Transporten til omkringliggende lande kan også foregå per tog. Det vil være økonomi kombineret med overholdelse af leveringstidsfrister, der bestemmer transportmetoden.

Fly transport vil være sjælden på grund af omkostningsniveauet, da emnerne er tunge i forhold til deres pris.

Transport fra en gros lagrene til monteringsstederne vil ofte foregå i varebiler. I gør-det-selv situationen kan transporten også foregå til fods eller på cykel.

Brug/forbrug

Det forgyldte vandhanegreb er oftest monteret på vandhanearmaturet ved indkøb. Der er derfor ikke tale om nogen *særskilt* montage/udskiftning.

Under brug udsættes den forgyldte overflade for slid, vand og håndsæbe

Ofte bliver produktet udsat for skrappe rengøringsmidler (scotch-brite, skurepulver, salmiak, etc.).

Efterhånden nedslides overfladebelægningen på vandhanegrebet, hvorved dette mister sit attraktive udseende. Udseendet er netop en af de afgørende faktorer for hvornår man vil vælge at udskifte håndtaget eller alternativt hele armaturet.

Bortskaffelse/genbrug

Se oversigt over bortskaffelse/genanvendelse i figur 8.3.

1) Det forgyldte stålhandtag afmonteres og smides i skraldespanden, hvor det bliver blandet med øvrigt husholdningsaffald. Dette affald sendes til en forbrændingsanstalt, hvor brændbare dele afbrændes og øvrige dele skilles fra og deponeres. Affaldet som sendes til deponering (evt. sendes metaldele til stålvalseværket eller andet metalsmelteri for omsmeltning).

2) Den gammeldags metode for bortskaffelse er direkte deponering på en losseplads (opfyldning). Metoden anvendes dog heldigvis i stadigt mindre omfang i Danmark.

Ressourceforbrug per guldpletteret stålemne

3) Såfremt hele armaturet afmonteres, vil det ofte blive afleveret på kommunens modtagestation, som metalaffald. Armaturet er oftest lavet af messing, som derfor udgør den største metalmængde i armaturet. Der kan foregå en sortering af de forskellige metaller på modtagestationen. Herfra sendes noget til omsmeltning på et messingsmelteværk, hvor det dumpes ind i smeltediglen sammen med øvrigt metalskrot. I det konkrete tilfælde vil vandhanehåndtaget blive sendt til stålvalseværket for omsmeltning. Følgende metaller optræder i skrottet: zink, nikkel, kobber, guld og jern.

Ved smedning af et stålemne ud fra en klods, som er skåret af en rund jernstang, må man påregne et vist materialeoverskud, da en smedet overflade som regel ikke er tilfredsstillende m.h.t. finish. Der skal altså bearbejdes en del materiale bort ved fræsning eller drejning. Der skal før spåntagningsprocesserne fremstilles et holdeværktøj i form af en fixtur eller en palette, som kan fixere mange emner på een gang. Værktøjets art afhænger i høj grad af den anvendte maskine eller det anvendte maskincenter. Det færdige emne vejer 157,5 g, men de udsavede klodser vejer 252,2 g per stk. (beregningen af materialeforbruget kan findes i energiafsnittet).

Efter bearbejdning blæses emnerne rene for skæreolie med trykluft, hvorefter de sendes til affedtningsanlæg i et triklørethylen-dampaffedtningsanlæg. Her fjernes de sidste rester af skæreolie samtidig med at spånrer »skylles« af. Efter dampaffedtningsanlægget, skal emnerne korrosionsbeskyttes i en rustbeskyttende olie, så de kan tåle intern lagring inden de sendes til overfladebehandling.

Det skønnede forbrug af køle/smøremiddel er 3-4 ml/dm² altså 4,5-6 ml per emne.

Det skønnede forbrug af korrosionsbeskyttende olie er 4-5 ml/dm² altså 6-7,5 ml per emne.

Fordampningen af triklørethylen fra dampaffedtningsanlægget kan kun i mindre omfang relateres til disse emner. Normalt er der randafsugning fra disse anlæg, som på den øverste halvdel af de indvendige sider har en kølezone. Denne kølezone skal tjene til at kondensere triklørdampene, så disse løber tilbage i kogekarret. Kogepunktet for triklørethylen er ca. 86°C. Når de varme emner trækkes op af dampaffedtningsanlægget vil der dog være tale om en vis medrivning af triklørdampe, grundet opadgående varme luftstrømme.

Typiske fordampningstab fra gamle, åbne dampaffedtningsanlæg vil på årsbasis kunne andrage 5 tons eller mere ved dagligt brug.

Guldplettering

Før emnerne går til montering på galvanooophæng pakkes de i trådkurve og dampaffedtes endnu engang i et triklørethylen-anlæg. (Se den foregående omtale).

Ludaffedter. Udslæbet udgør ca. 2-3 ml/dm². Med et overfladeareal på 150 cm² udslæbes altså 3-4,5 ml per emne. Koncentrationen i badet er 90 g/l. (se blandingsforholdet tidligere i dokumentet).

Bejdsning. Udslæbet udgør ca. 2 ml/dm² altså her ca. 3 ml halv konc. saltsyre/emne.

Nikkelplettering. Udslæb + udfældet nikkel udgør 225 mg + 1336 mg per emne.

Kobberplettering. Der udfældes ca. 3338 mg kobber per emne. Udslæbet udgør 180 mg kobber og 225 mg svovlsyre.

Guldplettering. Der udfældes ca. 1 µm guld svarende til 15 mm³ eller

289 mg guld per emne. Udslæbet udgør 3 ml bad eller 16,4 mg guld per emne. Derudover udslæbes 40,3 mg CN + 90 mg kaliumcarbonat + 90 mg dikaliumphosphat per emne.

8.1.3 Livscyklus-beskrivelse for pulverlakeret jernpulver-vandhanegreb

Råmaterialer

Jernpulver (100 – 150 µm partikler) + grafitpulver (< 32 µm med et indhold af små partikler, hvor ca. 0,9 % < 1 µm). Grafitten forhandles som agglomerat, hvorfor den egentlige partikelstørrelse er noget større.

Termohærdende pulvermaling. Vi har valgt at anvende en pulvermaling på basis af polyester- og epoxyharpiks. Se vedlagte materiale om den aktuelle malingstype.

Jernpulver – fremstilling af råmaterialer

Pulvermaterialet kan fremstilles ved elektrolytisk udfældning efterfulgt af en knusning. Det udfældede materiale har dendritstruktur og flyder dårligt sammenlignet med det nedknuste. Dendritterne er skøre pga. det høje brintindhold og derfor lette at nedknuse.

Alternativt fremstilles jernpulver ved reduktion af skøre, kemiske forbindelser – hyppigt jernoxider, som let lader sig knuse. Reduktionen foregår ved hjælp af pakning af malmen med koks og opvarmning til en temperatur på 1200°C, hvorved partiklerne ikke svejses sammen, men fremtræder som et fint rent jernpulver. Processen benævnes som Höganäs-processen, da den er udviklet og stadig anvendes i stor stil på Höganäs-værket. *Det er denne pulvertype, som anvendes i nærværende case.*

En ofte anvendt fremstillingsmetode i dag er den såkaldte atomisering, hvor flydende metal forstøves under anvendelse af højtryksvanddamp og derved afkøles som partikler. Partiklerne er ikke kugleformede, men man benævner dem equiakse, hvilket betyder, at de er nogenlunde homogene og ikke skarpkantede.

Termohærdende pulvermalinger

Disse forarbejdes hovedsagelig i EPS-processer (Elektrostatisk Pulver Sprøjtning). Ved EPS-teknikken anvendes pulvertyper med kornstørrelser fra 10-80 µm. Ved hvirvelsinterteknikken bruges normalt termoplastiske pulvere med kornstørrelser 80-200 µm.

Termohærdende pulvermaling består af bindemidler (epoxy, polyester, polyurethan), pigmenter, fyldstoffer og additiver. Bindemidlerne er – i modsætning til alm. maling – ved normal temperatur i fast tilstand.

Råmaterialerne blandes i en forblander. Denne forblander dispergeres i en ekstruder. Dispergeringen opnås ved temperaturer op til 140°C. Bindemidlerne bliver flydende i meget kort tid, hvor pigmenterne dispergeres.

Den smeltede, dispergerede pulvermaling løber ud af ekstruderen – går derefter gennem kølede valser, som transporterer materialet videre på et kølebånd.

Det nedkølede materiale grovmales til et granulat, som derefter finmales til et pulver v.h.a. møller. Det er i dag muligt at lave formalingen så pulverets kornfordeling styres meget exakt.

Generelt om pulvermalingstyper

Epoxypulvere

Disse fremstilles på basis af middelmolekylære epoxyharpikser, med modificeret dicyandiamid som reaktionspartner. Har udmærkede vedhæftningsegenskaber og kemikalieresistans. Gulner let ved høje temperaturer og mister glans ved udendørs påvirkning.

Polyesterpulver

Fremstilles på basis af sure polyesterbindemidler med TGIC (Triglycidylisocyanurat) som reaktionspartner. Gulner ikke og er vejrbestandig.

Epoxy/polyesterpulver MIX.-pulver

En blanding af sure polyestere og middelmolekylære epoxyharpikser. De gode egenskaber ved begge typer udnyttes optimalt. *Det er denne type pulvermaling, som anvendes i denne case.*

Polyurethanpulver

Er baseret på blokerede isocyanater. God udendørs holdbarhed, samt gode kemiske og fysiske egenskaber.

Acrylatpulver

Dette er baseret på acrylatharpikser. God glans- og gulningsbestandighed. Dårligere mekaniske egenskaber end de øvrige typer.

Bortset fra polyurethanpulver er afspaltningsprodukterne af de øvrige pulvermalinger, både i mængder og af miljøhensyn, af en helt anden karakter end konventionelle vådmalinger. Pulvermalinger udhærder ved såkaldte polyadditionsreaktioner, hvor kun ca. 1 % omdannes til reaktionsgas. Ca. 70 % af disse afspaltningsprodukter er vand. Ved de kendte alkyd-melamin-indbrændingslakker afspaltes betydeligt større mængder organiske produkter ved siden af de store mængder opløsningsmiddel.

Øvrige forhold omkring pulvermalinger

Der er en meget streng kvalitetskontrol knyttet til fabrikationen af pulverne, da disse ikke kan korrigeres ude hos den enkelte forbruger. Bl.a. partikelstørrelsesfordelingen er en væsentlig parameter ved anvendelsen i produktionsapparatet. Denne kontrolleres i såkaldte sigteanalyser og bør ikke afvige fra den engang fastlagte partikelstørrelsesfordeling.

Pulvermalingens tendens til at flyde i tør form er direkte afhængig af partikelstørrelsesfordelingen. For fint pulver kan have tendens til at udvise dårlige flydeegenskaber i tør form og kan give anledning til blokeringer under transport eller uregelmæssig flydning fra pulverbeholder til sprøjtepistol. Omvendt vil finpulver dække kantterne bedre og have en forholdsvis højere ladning mod massen og dermed en bedre overførelseseffekt. Af hensyn til pulvergenindvinding er det vigtigt at partikelstørrelsen holdes i et forholdsvis snævert interval.

Andelen af finstøv er varierende hos de forskellige producenter, fordi den er meget afhængig af produktionsudstyret. Partikelstørrelser under 5 µm må højst være repræsenteret med en andel på 3 %. Under 5 µm er den størrelse, som optages i lungerne.

Påføring af pulvermaling

Termohærdende pulvermaling påføres ved elektrostatiske sprøjteprocesser. Følgende principper anvendes:

- 1) Højspændingsopladning.
- 2) Friktionsopladning.
- 3) En kombination af de to ovennævnte.

Højspændingsopladning

Denne metode kan anvendes til alle pulvertyper. Partiklerne oplades med en spænding på 60-90 kV. På grund af Faraday-effekten er det vanskeligt at få en ensartet opdækning i sprækker og snævre, dybe emnefordybninger.

Friktionsopladning

Partiklerne oplades under transport i kunststofslanger. Der opnås en bedre opdækning i emnefordybninger, da der ikke er noget spændingsfelt. Metoden kan ikke anvendes til alle typer pulver.

Efter påføring af pulveret skal emnet ind i en ovn, hvor der dels sker en smeltning af pulvermaterialet og dels en udhærdning af samme. Udhærdningen sker normalt ved 140 – 200°C.

Fremstilling af vandhanegreb i pulverlakeret pulvermateriale.

Oppresning af pulvermaterialet

Der fremstilles en form af værktøjsstål. Formen er i princippet et »rør«, hvor der er et understempel, som fungerer som bund og et overstempel, som presses ned mod understemplet. Imellem de to stempler ligger pulvermaterialet, som således presses sammen og formgives. Konturerne på de to stempler bestemmer således emnets facon.

Pulveroppresning. (Kompaktering)

Pulveret iblandes et smøremiddel, som kan være en vokstype, der samtidig fungerer som midlertidigt bindemiddel (f.eks. zinkstearat). Dansk Sintermetal oplyser, at der tilsættes 0,75 % smøremiddel. Pulveret drysses ned i formen ovenpå bundstemplet. Overstemplet isættes og der ydes et tryk på mellem 4 og 8 MPa i et kort øjeblik. Overstemplet fjernes og understemplet presser emnet ud af formen.

Sintring

Sintring foregår i krakket ammoniakatmosfære ved en temperatur på 1120 °C. En normal holdetid er 1 time da godstykkelserne ikke er større. Der må påregnes en tillægstid på op til en halv time ved 400 °C, hvor afbrændingen af smøremidlerne foregår. Herefter afkøles emnerne - stadigvæk i inert atmosfære.

Efterbehandling

Efterbehandling af det sintrede emne kan være en smedning, genpresning, spåntagning, boring, slibning etc. I vort tilfælde vil denne efterbehandling afsluttes med en pulverlakering.

Pulverlakering

Emnet påsprøjtes en polyester/epoxypulvermaling ved en elektrostatisk proces, som beskrevet tidligere. Herefter sendes det ind i en ovn ved en temperatur på mellem 180 og 200 °C. Her sker dels en smeltning og dels en udhærdning. Normale lagtykkelser varierer fra 50 – 70 µm og kan styres med +/- 10-20 µm.

Montage

Efter endt overfladebehandling sendes emnerne til montage. Her samles vandhanearmaturerne incl. vandhanegrebene. Nogle af vandhanegrebene vil ikke blive monteret, da de skal kunne anvendes som reservedele.

Pakning

Efter montage sendes armaturerne til pakning i æsker. Normalt er vandhanearmaturerne meget flotte og skal derfor beskyttes mod slag og ridser – specielt under transport. Emnerne pakkes derfor i et stødabsorberende materiale f.eks. skumchips, bobleplast el. lign.

I pakkeoperationen vil der blive anvendt papkasser, klips, plast- eller stålband til bundtning af papkasser, tape, støddæmpende skummateriale eller bobleplast. Selvklæbende mærkater, plastikposer og evt. krympeplast-folie.

Kasserne vil blive stablet på paller med håndkraft, og pallerne vil blive transporteret med trucks.

Lagring

Lagring foregår flere steder. Fabrikanten er nødt til at have et bufferlager til midlertidig opbevaring inden armaturerne kan transporteres ud til en gros lagrene. På en gros lagrene pakkes nogle af armaturerne ud til salg i små portioner.

Distribution (Transport)

I forbindelse med større håndværksmæssige installationsarbejder vil der blive aftaget store partier fra en gros lagrene, hvorfor varerne ikke pakkes ud.

Transporten fra fabrikken til en gros lagrene vil ofte foregå i lastbiler. Ved eksport til fjernere liggende lande/kontinenter vil transporten være delt i 3 deltransporter: lastbil, skib, lastbil.

Transporten kan ved eksport til omkringliggende lande også foregå per tog. Det vil være økonomi kombineret med overholdelse af leveringstidsfrister, som bestemmer transportmetoden.

Fly transport vil være sjælden på grund af omkostningsniveauet, da emnerne er tunge i forhold til deres pris.

Transport fra en gros lagrene til monteringsstederne vil ofte foregå i varebiler eller personbiler. I gør-det-selv situationen kan transporten også foregå til fods eller på cykel.

Brug/Forbrug

Det pulverlakerede vandhanegreb er oftest monteret på blandingsbatteriet når dette indkøbes. Forbrugeren skal derfor blot anvende produktet.

Under brug udsættes den malede overflade for vand og håndsæbe samt slid idet der åbnes og lukkes for vandhanen adskillige gange hver dag. Ofte bliver produktet udsat for rengøring med skrapmere midler (scotch-brite, skurepulver, salmiak etc.).

Efterhånden nedslides/opløses overfladebelægningen på vandhanegrebet, hvorved dette mister sit attraktive udseende. Vi står således for at skulle udskifte enten selve vandhanegrebet (hvis dette findes som reservedel) eller alternativt hele blandingsbatteriet.

Bortskaffelse/genbrug

Se oversigt over bortskaffelse/genanvendelse figur 8.3.

1) Det malede vandhanegreb afmonteres og smides i skraldespanden, hvor det bliver blandet med øvrigt husholdningsaffald. Dette affald sendes til en forbrændingsanstalt, hvor brændbare dele afbrændes og øvrige dele skilles fra og deponeres. Affaldet, som sendes til deponering indeholder således blot jern.

2) Vandhanegrebet afmonteres og sendes sammen med øvrigt affald til deponering på en alm. losseplads uden at der har været tale om en forbrænding eller en sortering/udskillelse.

3) Såfremt hele vandhanearmaturet afmonteres, vil det ofte blive afleveret på kommunens modtagestation, som metalaffald. Normalt er selve vandhanen og blandingsbatteriet jo lavet af messing, som er den største metalandel i hele armaturet. På modtagestationen sorteres metallerne evt. og selve armaturet sendes til omsmeltningsanlæg på et messingsmelteværk, hvor det dumpes ind i smeltediglen. Malingen brænder af og giver et slaggebidrag, som fjernes, mens kobber og zink forbliver i metalsmelten. Stålhåndtaget vil blive solgt som stålskrot til stålvalseværket, hvor det genbruges. Man genanvender således metalkomponenterne i vandhanearmaturet.

Ressourceforbrug

I moderne pulverpresningsanlæg kan man opnå en densitet på emnet, som er meget tæt på massivt metal. Et emne forbruger 20 cm³ sintret metal. Der anvendes således 157,5 g jernpulver per emne, som fylder det samme, som et massivt jernemne. Alt pulver kan i princippet anvendes og der er således ikke noget større materialespild. I praksis ligger dette på 2-3%.

I et moderne pulverlakeringsanlæg dvs. elektrostatisk sprøjtning efterfulgt af en smeltning og en ophærdning er der næsten ikke noget materialespild, da pulver, som ikke ender på emnerne, bliver opsamlet og genanvendt. En normal lagtykkelse ved pulverlakering med polyester/epoxypulver er 50 – 70 μm , hvilket med en overflade på 150 cm^2 giver et pulverlakforbrug på 1050 mm^3 pr. emne. Der anvendes således 1,67 g pulverlak per emne – idet rækkeevnen er 9 m^2 per kg ved den omtalte lagtykkelse.

8.2 Miljøvurdering

I det følgende er der foretaget en miljøvurdering af de tre alternative materialevalg til vandhanehåndtaget. Først er identifikationsmetoden afprøvet i de tre tilfælde og for hver er betydningen af de identificerede stoffer samt konsekvenserne af datamangel diskuteret. Dernæst er der forsøgt opstillet en miljøprofil for hvert af materialevalgene, indeholdende de elementer, der er beskrevet i kapitel 5, og endelig er det forsøgt at vælge det miljømæssigt set bedste materiale til vandhanehåndtaget blandt de tre muligheder.

For hvert af de tre materialevalg er livscyklusbeskrivelserne fra afsnit 8.2 i dette afsnit suppleret med en emissionsrelateret livscyklusbeskrivelse, altså en gennemgang af stofemissionerne i hver livscyklusfase. En sådan beskrivelse bør være en del af livscyklusbeskrivelsen, som grundlag for at opstille miljøprofilerne.

8.2.1 Vandhanegreb i forchromet ABS-plast

Blandt de stoffer, der optræder i livscyklus for det forchromede plastemne er der foretaget søgninger med henblik på at identificere de eventuelt forekommende *miljøfarlige* stoffer.

Tabel 8.1 er en oversigt over klassifikationen af stofferne i de tre grupper »miljøfarlige« (A), »ikke-miljøfarlige« (B) og »ikke-klassificerbare pga. manglende data« (C).

Ved denne indledende søgning identificeres 6 miljøfarlige stoffer, mens der mangler data for 5.

Kobber, nikkel og chrom indgår i overfladen, men dibutyl-phthalat benyttes som blødgøringsmiddel i ABS-plasten. Hydrogencyanid dannes i små mængder ved industriel forbrænding af ABS-plast, mens acrolein dannes ved ufuldstændig forbrænding, samt ved fotokemisk omdannelse af 1,3-butadien i luftmiljøet.

*Identifikation af
miljøfarlige stoffer*

Tabel 8.1 Identifikation af miljøfarlige stoffer for vandhanegreb i forchromet ABS-plast.

Stof	A	B	C
Acrylonitril		X	
1,3-Butadien			X
Styren		X	
ABS (som materiale)			X
Kobber	X		
Nikkel	X		
Chrom	X		
Palladium			X
Tin			X
Hydrogencyanid	X		
Dibutyl-phthalat	X		
Styrenoxid			X
Acrolein	X		

Kobber og chrom kan ikke undgås, hvis man vælger den forchromede overflade, og hydrogencyanid og acrolein er uundgåelige følger af h.h.v. affaldsforbrænding og emission af 1,3 butadien. Acrolein kan undgås ved at plasten kun afbrændes under kontrollerede forhold ved mere end 800°C og ved at undgå emission af 1,3-butadien. Endelig bør man vælge en plast, der ikke indeholder DBP.

Vælges forchromet ABS-plast skal emission, skæbne og effekt af disse stoffer underkastes en nøje vurdering, ligesom det skal forsøges at fremskaffes data for de 6 stoffer, der mangler data for. Dette er nærmere behandlet i afsnit 9.2.

Miljøprofil forchromet ABS-plast

I den følgende gennemgang for et forchromet vandhanegreb i ABS-plast er der lagt vægt på en kvalitativ beskrivelse af mulige emissioner fra vandhanegrebets livscyklus.

ABS-plasten fremstilles ved den såkaldte emulsionsproces, hvorved der dannes relativt store mængder spildevand. Dette vil typisk indeholde uomsatte monomerer (styren, acrylonitril) og eventuelt uomsatte aktivatorer og andre hjælpestoffer, f.eks. Dibutylphthalat. Ved tørringsprocesserne afdampes en del vand forurenet med flygtige forbindelser (styren, acrylonitril og 1,3-butadien). ABS-plast fremstilles ikke i Danmark, så det har været svært at finde viden om de miljømæssige forhold ved produktionen og om de miljøforanstaltninger processerne gør brug af.

Ved sprøjtestøbningssprocessen vil der ske en afdampning af styren og formodentlig også acrylonitril og 1,3-butadien både fra den opvarmede plast og – for styrens vedkommende – ved rengøring af sprøjtestøbema-

skinen. Dette suges ud i det fri. Der dannes ikke spildevand, da det benyttede kølevand kører i et lukket system. Der dannes en vis mængde affald fra fejlstøbte emner og afklippede dele. Dette bliver oftest genbrugt ved nedknusning til nyt granulat – dette kan give anledning til støvdannelse. Afhængigt af udsugningsgraden fra denne proces vil støvet kunne emitteres til luften. Støvet består af ABS-polymer og rester af monomerer. Ved eventuel *efterbearbejdning* af emnerne dannes der affald, der behandles som angivet ovenfor, altså med risiko for støvdannelse.

Emissioner fra *plastforchromningsanlægget* er ret svære at vurdere. Tidligere dannedes der store mængder spildevand fra disse processer, men med den moderne galvanoteknologi med lukkede systemer og recirkulation er branchen i nogen grad begyndt at få styr på disse problemer. Som »gennemsnit« må man dog regne med, at der dannes en del spildevand fra *plastforchromningsanlægget*. Dette vil indeholde tensider fra *cleaning*, chrom fra bejdning og forchromning, nikkel fra pålægning af ikke-kemisk nikkel og fornikling og tin og palladium (disse metaller er ret dyre og genindvindes derfor oftest) fra den katalytiske behandling. Spildevandet, som har syreoverskud ($\text{pH} < 4$) indeholder desuden mange anioner (sulfat, chlorid, nitrat).

Den samlede mængde metaller, der bortskaffes via spildevand er ca. 1 g Cr/emne, 0,3 g Ni/emne, 0,2 g Cu/emne, 0,2 g Pd/emne og 36 mg Sn/emne. Hvis *plastforchromningsanlægget* genudvinder metallerne recirkuleres en stor del til produktionsanlægget eller de går med skyllevandet til rensning. Ved ublid behandling i forbindelse med *distribution og montage* af de færdige håndtag kan der ske afskalning af overfladen dvs. chrom, nikkel og kobber (se under brug).

Ved *brug* vil der være mulighed for afsmitning af metaller. En forchromet overflade er holdbar overfor vand og neutrale og alkaliske rengøringsmidler. Med tiden vil overfladen dog opløses delvist og metallerne afgives til spildevandet. Et håndtag indeholder 3,3 g Cu; 1,4 g Ni og 0,1 g Cr. Disse mængder vil potentielt kunne afgives til miljøet enten ved berøring eller ved tab til spildevandet. I praksis vil håndtaget formentlig kasseres, inden man kommer så vidt. Afsmitning af nikkel fra vandhane greb er imidlertid et problem for meget følsomme allergikere.

Sammenblandingen af materialer (ABS-plast og metaloverflade) gør det svært at *genanvende* produktet. En proces kan være kryoformaling, der skiller plast og metal ad, men emissioner herfra er ikke undersøgt.

Hvis håndtaget sendes til *forbrændingsanstalten* vil plasten afbrændes (800°C , luftoverskud) under dannelse af kuldioxid, kulmonooxid, hydrogencyanid ($<0,01\%$), kvælstofoxider ($<0,01\%$), ammoniak og sod. Ved ufuldstændig forbrænding vil der også dannes acrolein og styren ($<0,01\%$) og syrer og aldehyder. Desuden kommer der et slaggebidrag fra plastens indhold af fyldstoffer (Ottosen, 1987). Metallerne Cr, Ni og Cu vil alle hovedsagligt gå i slaggerne (ca. 90%) eller blive fanget i forbrændingsanlæggets filter (ca 10%). Det kan antages, at kun 1% afgives til luften gennem forbrændingsanlæggets skortsten, svarende til 33 mg Cu, 14 mg Ni og 1 mg Cr per emne.

Vandhanehåndtaget vil normalt ikke havne i *komposteringsanlæg*, men såfremt det ved en fejl alligevel skulle ende i et sådant kan undersøgelser som nævnt i kapitel 5.3 danne basis for en vurdering af omsætningen. I et surt miljø vil metaloverfladen kunne korrodere og metallerne kan frigives med dannelse af tungmetalholdigt perkolat til følge. De samme forhold som under kompostering gør sig gældende ved deponeringen på *losseplads*.

Tabel 8.2 er en oversigt over emissioner fra livscyklus for vandhånehåndtag i forchromet ABS-plast. Farlighedsvurderinger af de emitterede stoffer og er opsummeret i tabel 8.3.

Tabel 8.2 Emissionsoversigt – forchromet ABS-plast

<i>Aktivitet</i>	<i>Spildevand</i>	<i>Luft</i>	<i>Affald</i>
Fremstilling af ABS	Styren Acrylonitril Additiver	Styren Acrylonitril 1,3 butadien	?
Sprøjtestøbning		Styren 1,3 butadien Acrylonitril	Plast Smøreolie
Bearbejdning		ABS-støv	Plast
Overfladebehandling:			
Cleaner	Tensider		
Bejdsning	Syre Chrom	Chrom (aerosoler)	
Katalyt. behandling	Palladium Tin		
Kemisk nikkel	Nikkel div. anioner	Nikkel (aerosoler) Chlorbrinte	
Surt kobber	Kobber	Kobber (aerosoler)	
Fornikling	Nikkel Syre div. anioner	Nikkel (aerosoler) Chlorbrinte	
Forchromning	Chrom Syre	Chrom (aerosoler)	
Spildevandsrensning			Slam: Cr, Ni, Cu, Pd, Sn
Distribution incl. montage			
Brug	Chrom Nikkel Kobber		
Bortskaffelse ved forbrænding		CO ₂ , CO, NH ₃ , HCN, NO _x , sod, evt. acrolein, styren, Cu, Cr, Ni	Slagger indeholdende Ni, Cu, Cr og filter- støv
Bortskaffelse ved losseplads	Metaller i perkolat		

Tabel 8.3 Farlighedsvurdering for forchromet ABS.

<i>Stof</i>	<i>Recipient</i>	<i>Livscyklusfase</i>	<i>Kat.</i>
Styren	Vand	Produktion af ABS	2
Styren	Luft	Produktion af ABS	1
Styren	Luft	Sprøjtestøbning	1
Styren	Luft	Affaldsforbrænding	2
Acrylonitril	Vand	Produktion af ABS	1
Acrylonitril	Luft	Produktion af ABS	1
Acrylonitril	Luft	Sprøjtestøbning	1
1,3-butadien	Vand	Fremstilling af ABS	2
1,3-butadien	Luft	Fremstilling af ABS	1
1,3-butadien	Luft	Sprøjtestøbning	1
DBP	Luft	Produktion af ABS	2
DBP	Vand	Produktion af ABS	2
DBP	Luft	Affaldsforbrænding	2
Tensider	Vand	Plastforchromning	2
Acrolein	Luft	Affaldsforbrænding	2
Chrom	Vand	Plastforchromning	1
Chrom	Luft	Plastforchromning	1
Chrom	Luft	Affaldsforbrænding	1
Nikkel	Vand	Plastforchromning	1
Nikkel	Luft	Plastforchromning	1
Nikkel	Luft	Affaldsforbrænding	1
Palladium	Vand	Plastforchromning	2
Tin	Vand	Plastforchromning	2
Kobber	Vand	Plastforchromning	1
Kobber	Luft	Plastforchromning	1
Kobber	Luft	Affaldsforbrænding	1
ABS-støv	Luft	Efterbehandling m.v.	2
Hydr.cyanid	Luft	Affaldsforbrænding	1
HCl	Luft	Plastforchromning	2

For ABS-plasts vedkommende fremkommer der således 17 emissioner med højt potentiale for miljøskade (kategori 1) og 12 med et vist potentiale for miljøskade (kategori 2)

Bidrag til regionale/globale miljøproblemer

Disse bidrag er opgjort kvantitativt for alle beskrevne aktiviteter herunder energifremstilling. Emissionerne fra energiforbruget er opgjort på basis af beregningerne i afsnit 8.4.10, idet der beregningmetoden der inddrager »sparet energiforbrug ved genanvendelse« er benyttet. Der er regnet tilbage til den primære energikilde, hvorefter tabel 5.7 er benyttet. Opgørelser sker per emne:

Bidrag til eutrofiering er ikke beregnet idet det er skønnet at data ikke er tilstrækkelige.

Forsuring:

SO₂ : 0,93 g 0,029 ækv.

NO_x : 0,32 g 0,007 ækv.

I alt 0,036 forsuringsækvivalenter per emne.

Eutrofiering:

ikke beregnet

Ozonlagsnedbrydning

Intet bidrag

Drivhuseffekt:

GWP: 227 g

Affald

For en del af det affald, der opstår i forbindelse med et forchromet ABS-plasts livscyklus har det ikke været muligt at fremskaffe kvantitative data inden for dette projekts rammer. Det følgende er derfor en kvalitativ opgørelse.

Kemikalieaffald

Kasserede bade fra den galvaniske proces bortskaffes som kemikalieaffald, men hvornår badene kasseres er umuligt at opgøre selv ud fra en gennemsnitsbetragtning. Derfor er det ikke muligt at opgøre mængden af affald per emne.

Slam fra galvanoprocessernes spildevandsrensning bortskaffes også som kemikalieaffald.

Ved sprøjtestøbningens processen benyttes en mindre mængde smørelie. For hvert emne er det imidlertid forsvindende lidt.

Fast affald

Slagge fra affaldsforbrænding af ABS-plast eller slagge fra omsmeltningen sendes til deponering. Mængde ukendt.

Filterstøv fra affaldsforbrændingen sendes til deponering.

Miljøprofil for forchromet ABS-plast

På baggrund af disse data kan der opstilles en miljøprofil for forchromet ABS-plast. Dette er gjort i afsnit 8.2.4 hvor den er sammenlignet med miljøprofilen for de øvrige valg.

Identifikation af miljøfarlige stoffer

8.2.2 Vandhanegreb i pulverlakeret pulvermetal

Blandt de stoffer, der optræder i livscyklus for det pulverlakerede jernpulveremne er der foretaget søgninger med henblik på at identificere de eventuelt forekommende miljøfarlige stoffer.

I forsøget på at identificere miljøfarlige stoffer blev der gennemført søgninger på HSDB, AQUIRE og ECDIN og i håndbøger. Klassifikationen af stofferne i det pulverlakerede jernpulver fremgår af tabel 8.4, hvor

stofferne er opdelt i »miljøfarlige« (A), »ikke miljøfarlige« (B) og »ikke klassificerbare pga. manglende data« (C).

Det har ikke været muligt at finde frem til hvilke sammenflydningsmidler og pigmenter, der indgår i pulverlakken.

I søgningerne er der ikke søgt på ovngasserne NH_3 og H_2 , samt på forbrændingsprodukterne CO og CO_2 . Det er vurderet at disse ikke er interessante i en akvatisk økotoxikologisk sammenhæng.

Søgningen er slet ikke dækkende med så mange uklassificerbare stoffer. Der er imidlertid identificeret 6 miljøfarlige stoffer. Det er epichlorhydrin, der er et af udgangsstofferne for fremstilling af epoxyresin, som indgår i pulverlakken og bly, chrom og kobber som er følgestoffer i jernmalm og kul, der benyttes til jernpulverfremstillingen. Desuden klassificeres zink, der indgår i smøremidlet som miljøfarligt.

Man kan (muligvis) undgå epichlorhydrinrester i pulverlakken ved meget omhyggelig fremstilling af denne, eller ved at vælge en anden type pulverlak, der ikke er baseret på epoxyharpiks. Metallerne bly, chrom og kobber er uundgåelige følgestoffer i jernmalmen og kan således ikke undgås. Der kræves altså miljøforanstaltninger på jernpulverfabrikken for at undgå emission af disse stoffer. Zink indgår i smøremidlet og omdannes ved forbrændingen til zinkoxid.

Tabel 8.4 Identifikation af miljøfarlige stoffer for vandhanegreb i pulverlakeret jernpulver.

STOF	A	B	C
Jern			X
Zink	X		
Zinkoxid			X
Zinkstearat			X
Epoxyresin			X
Polyesterresin			X
Epichlorhydrin	X		
Bisphenol A			X
Phthalatsyreanhydrid			X
Isophthalsyre			X
Adipinsyre		X	
Trimellithinsyreanhydrid			X
Cyklohexandimetanol			X
Mangan			X
Molybdæn			X
3-chlor 1,2-propandiol			X
Bly			
Chrom	X		
Kobber	X		
Nikkel	X		
Trimethylpentandiol			X

Man kan eventuelt bruge alternative smøremidler, f.eks. forskellige vokse eller ren stearinsyre. Disse er ikke nærmere vurderet.

Hvis man vælger at benytte pulverlakeret jernpulver til vandhanehåndtaget skal der foretages en nøjere vurdering af disse 6 stoffers skæbne og effekt, og fremskaffes data til vurdering af resten af stofferne..

Emissioner

Miljøprofil for vandhanehåndtag i pulverlakeret jernpulver

Fremstilling af jernpulveret foregår på Höganäs' fabrikker i Sverige. Ved fremstilling efter Höganäs-metoden dannes der stort set ikke noget spildevand, omend der benyttes en del vand til proceskøling. Derimod emitteres der en del støv og metaller til luften. I følge Höganäs egne opgørelser drejer det sig i gennemsnit om følgende mængder: Fe 4,4 t/år, Ni 0,115 t/år, Cu 0,135 t/år, Cr 0,045 t/år og Pb 0,65 t/år. Desuden emitteres 35 t SO₂ og 26 t NO_x per år. Med en årsproduktion er på 165.000 t jernpulver (1982) kan udslippene relateres til fremstillede vandhanegreb: Fe 4,2 mg/emne, Ni 0,11 mg/emne, Cu 0,11 mg/emne, Cr 0,05 mg/emne, Pb 0,6 mg/emne, SO₂ 33 mg/emne og NO_x 25 mg/emne. Metallerne stammer fra råmaterialerne jernmalm og koks, som emitteres enten bundet i støv eller i afkastet fra ovnene. Der produceres årligt 27.000 t affald på Höganäs, hvoraf 20.000 t er koksaske. Støv fra filtre m.v. sendes til deponering.

Ved *fremstillingen af pulverlakken* dannes en del støv ved blandingen af råvarerne, som alle er på tør form. Det meste af støvet vil blive opsamlet i et filter på virksomheden og bortskaffet som kemikalieaffald. Der vil dog komme en emission. Støvet består af råvarerne (polyesterharpiks, epoxyharpiks, additiver og pigmenter) samt diverse urenheder i disse bl.a. epichlorhydrin og TMA-rester. Ved opvarmningen af pulveret i ekstruder sker der en del afdampning af flygtige forbindelser. Disse dampe består stort set af vand, men også visse flygtige kulbrinter. Emissioner fra efterfølgende trin er ubetydelige. Der dannes ikke spildevand ved processerne da proceskølevand kører i lukkede systemer. Ved rengøring af procesudstyr mv. anvendes højtryksrensning og spildevandet herfra kan ledes til et sandfilter. Dette slam bortskaffes som kemikalieaffald.

Ved selve *pulverpresningen* vil der forekomme en vis emission af støv til omgivelserne, når pulveret falder ved siden af formen. En del af dette støv opsamles, men noget vil emitteres gennem udluftningen. Dette er mindre end 1% svarende til 1,6 g pulver per emne. Pulvervirksomheder vil ofte have etableret filtre på udsugningen. Hvis virkningsgraden af et sådant sættes til 80 % fås en emission af pulver til luftmiljøet på 0,3 g pulver per emne. Pulveret til fremstilling af vandhanegreb vil indeholde jern (98,4%), grafit (0,8%) og zinkstearat (0,8%), samt meget små mængder tungmetaller f.eks. Cr, Ni, Cu, Mn, Sn og Pb, der forekommer som forurening i pulveret. En lille del af pulveret vil samle sig på maskindele m.v. og først blive emitteret ved rengøring på virksomheden, hvorved der kan komme små mængder i spildevandet.

Ved *sintring* af emnerne afbrændes smøremidlet zinkstearat og der dannes CO₂, zinkoxid og små mængder CO, som suges ud i atmosfæren. Der dannes godt 0,17 g ZnO per emne, hvoraf hovedparten emitteres til luften. En meget lille del følger med emnerne, mens resten aflejres i skorsten m.v. I værste tilfælde er emissionen altså 0,17 g ZnO per emne.

Der vil muligvis skulle foretages en *efterbehandling* af emnet i form af slibning eller boring af hul. Herved dannes støv der går ud som affald. En vis mængde emitteres til spildevand ved vådslibning.

Fra et *pulverlakeringsanlæg* emitteres primært støv indeholdende pulverkomponenterne. Den mængde pulver der emitteres til omgivelserne

afhænger af den enkelte pulverlakeringsvirksomheds indretning. Typisk vil ca. 80 % havne på emnet, mens 20 % går til genindvinding. Heraf kan ca. 95% genindvindes, mens de resterende 5% (1% af den totalt anvendte mængde) vil blive udsendt til atmosfæren evt. gennem et filter. Ved forbrug på 1,67 g pulverlak per emne vil den udsendte mængde svare til 17 mg per emne. En filtervirkningsgrad på 80 % medfører en emission 3,4 mg per emne, mens de resterende 13,6 mg skal bortskaffes som kemikalieaffald. Disse tal gælder for de ideale tilfælde.

Ved pulverlakering vil der opstå lidt tab i form af gulvspild, som ikke kan genanvendes. Det kan støv opsamlet i eventuelle filtre heller ikke. Dette bortskaffes som kemikalieaffald.

Der skønnes ikke at være nogle relevante problemer ved *distribution og montage* af vandhanegrebene.

Ved *brug* vil håndtaget hyppigt blive vådt, men pulverlakerede emner smitter ikke af. Pulverlakken er kemikaliebestandig, så rengøring med almindelige rengøringsmidler skulle heller ikke kunne give anledning til afsmitning.

Den mest anvendte *genanvendelsesmetode* vil være at håndtaget indsamles som metalaffald og går til stålvalseværket eller andet metalsmelteri, hvor det smeltes. Herved afbrænder pulverlakken. Emissioner herfra kan ikke vurderes, men regnes for at være neglige, hvis man ikke tager hensyn til f.eks. stålvalseværkets emissioner i øvrigt.

Hvis vandhanehåndtaget går til *affaldsforbrænding* vil pulverlakken blive brændt, men jern vil tilføres slagge. Ca. 4% af håndtagets zinkindhold vil blive udsendt til atmosfæren, mens resten vil fordele sig i slagge og filterstøv.

Metalaffald hører ikke til i *komposterbart* affald. Skulle det alligevel gå til kompostering kan pulverlakken antages at være stabil, men jernhåndtaget kan korrodere i surt miljø. I det omfang håndtaget havner på *lossepladsen* er de samme betragtninger gældende. Her skal mulige afgivelser af materialekomponenter og deres skæbne vurderes.

Tabel 8.5 er en kvalitativ oversigt over emissioner fra det pulverlakerede jernpulver håndtags livscyklus.

Tabel 8.5 Emissionsoversigt – pulverlakeret jernpulver

Aktivitet	Spildevand	Luft	Affald
Fremstilling af jernpulver		Støv, Fe, Ni, Cu, Cr, Pb, SO ₂ , NO _x	Koksaske, Støv, Filtre
Fremstilling af Pulverlak		Støv, råvarer urenheder	Pulver, slam
Presning af emner		Pulver indeh. Fe, Zn-st, urenheder	Støv indeh. Fe, Zn-st, urenheder
Sintring		ZnO, CO	
Efterbearbejdning	Slibestøv	Støv	Slibestøv
Pulverlakering		Støv indeh. epoxyharpiks polyester pigmenter	Pulverlak indh. do.
Distribution og montage			
Brug			
Omsmeltning			
Bortskaffelse ved forbrænding		CO, CO ₂	Slagge (jern)
Bortskaffelse v. losseplads			

Farlighedsvurderingerne af de emitterede stoffer og er opsummeret i tabel 8.6

I livscyklus for pulverlakeret jernpulver fremkommer således 5 emissioner i kategori 1 (højt potentiale for miljøskade), mens der er 8 i kategori 2 (et vist potentiale for miljøskade).

Tabel 8.6 Farlighedsvurderinger – jernpulver

Stof	Recipient	Livscyklusfase	Kat.
Jern	vand	Pulverpresning	3
Jern	luft	Jernpulverfremst.	2
Jern	luft	Pulverpresning	2
Jern	luft	Affaldsforbrænding	2
Zinkstearat	vand	Pulverpresning	2
Zinkstearat	luft	Pulverpresning	2
Nikkel	luft	Jernpulverfremst.	1
Chrom	luft	Jernpulverfremst.	1
Kobber	luft	Jernpulverfremst.	1
Bly	luft	Jernpulverfremst.	1
Zinkoxid	luft	Sintring	2
Epoxyharpiks	luft	Pulverlakering	2
Polyesterhrp.	luft	Pulverlakering	2
Epichlorhydr	luft	Pulverlakering	1

Bidrag til globale/regionale miljøproblemer

Samlede bidrag fra alle aktiviteter, herunder energifremstilling. Opgjort per emne. Se i øvrigt bemærkningerne ved opgørelsen for ABS-plast, side 128.

Forsuring:

SO₂ : 0,48 g 0,015 ækv.

NO_x : 0,47 g 0,010 ækv.

I alt 0,025 forsuringsækvivalenter per emne.

Eutrofiering:

Ikke opgjort

Ozonlagsnedbrydning

Intet bidrag

Drivhuseffekt:

GWP: 229,5 g

Affald

Slam fra sandfilter rengøring i forbindelse med pulverlakfremstillingen. Mængde ukendt

Filterstøv fra pulverlakeringsvirksomheden (13,6 mg/emne), samt spild (ukendt mængde)

Kemikalieaffald

Fast affald

Koksaske fra Höganäs (ca 20 g/emne). Deponeres.

»Andet« affald herunder filterstøv fra Hoganäs (6,7 g/emne). Deponeres.

Filterstøv bestående af jernpulver fra pulverpresningen (0,3 g/emne).

Støv fra slibning/efterbearbejning (mængde ukendt)

Slagge fra affaldsforbrænding. Alt jern vil havne i slaggerne, så det er (157,5 g/emne), hvis håndtaget bortskaffes ad denne vej. Deponeres.

Det har ikke været muligt at estimere alle affaldsmængderne.

Miljøprofil for pulver-
lakeret jernpulver

På baggrund af disse data kan der opstilles en miljøprofil for pulverlakeret jernpulver. Det er gjort i afsnit 8.2.4, hvor profilen også er sammenlignet med de øvrige valg.

8.2.3 Vandhanegreb i guldpletteret stål

Identifikation af miljøfarlige stoffer

Der er foretaget søgninger med henblik på at identificere miljøfarlige stoffer i livscyklus for et vandhanegreb i forgylt stål.

Resultatet af søgningerne fremgår af tabel 8.7, hvor stofferne er grupperet som »miljøfarlige« (A), »ikke miljøfarlige« (B) eller »ikke klassificerbare pga. manglende data« (C).

Tabel 8.7 Identifikation af miljøfarlige stoffer for forgylt stål.

Stof	A	B	C
Jern			X
Zink	X		
Nikkel	X		
Guld			X
Kobber	X		
Kaliumcyanid	X		
Bly	X		
Trichlorethylen	X		
Chrom	X		
Cadmium	X		
Kviksølv	X		

Der identificeres 9 miljøfarlige stoffer. Det er zink, kobber, nikkel, chrom, bly, cadmium og kviksølv, der forekommer som urenhed i stålet, kaliumcyanid, der benyttes i den galvaniske proces og trichlorethylen, der benyttes til affedtning.

Opstilling af miljøprofil for forgyldt stål

Forureningen fra *stålfremstilling* på Det Danske Stålvalseværk er opgjort på basis af virksomhedens frivillige ansøgning om miljøgodkendelse fra januar 1991.

Der udledes en del metaller og organisk stof med spildevandet. Spildevandet stammer både fra regnafstrømning fra Stålvalseværkets enorme areal og fra køle- og procesvand. I tabel 8.8 er et overslag over stofudledninger per t stål fremstillet (idet der er regnet med en total produktion på 600.000 t/år). Stålvalseværkets bidrag til luftmiljøets indhold af støv, Pb, Zn, Cd, Hg, og Ni overstiger de B-værdier der er fast sat i Miljøstyrelsens nye luftvejledning. Der er altså en væsentlig forureningssituation her, omend det ikke har været muligt at fremskaffe data for emitteret mængde per fremstillet enhed. Desuden emitteres NO_x.

Tabel 8.8. Emissioner til vandmiljøet fra stålvalseværket per t stål fremstillet.

Metaller		Andet	
Zink	0,27 g	Olie	25 g
Nikkel	0,1 g	COD	71 g
Chrom	0,09 g	Total-N	0,79g
Bly	0,09 g	Total-P	0,07g
Kobber		0,35 g	
Cadmium	—		

Elektroovn og skeovn giver anledning til en stor mængde ovnslagge (ca. 36 g/emne). Slaggerne afhændes som fyld til vejmaterialer. Ved stålvalseværkets røgrensning opsamles metalholdigt støv (ca. 4 g/emne). Endelig er der en væsentlig affaldsmængde i form af glødeskaller m.v., ca. 8 g/emne).

Ved *sænksmedning* emitteres intet processpildevand. Der emitteres udsugningsluft fra processerne. Luften indeholder støv, gasser og aerosoler. Støvet vil indeholde jern og andre metaller, der forekommer i stålet, f.eks. kobber, bly, zink og cadmium i stålet vil også kunne emitteres i form af gasser. Ved udsugning er der normalt etableret filtre til opsamling af støv. Dette ryger ud som almindeligt affald (losseplads). Sandblæsning af emner repræsenterer et specielt støvproblem. Her er der normalt også etableret filtre, men støvet behandles på tilsvarende måde.

Materialeudnyttelsen ved sænksmedning er traditionelt relativt ringe. Spildmaterialet opsamles og sendes retur til stålværket. Af øvrigt affald kan udover filterstøv nævnes mindre mængder køle-smøremidler, der bortskaffes som kemikalieaffald samt glødeskaller og savsmuld, der sendes til deponering.

Emissionerne fra et *guldpletteringsanlæg* er meget afhængigt af hvilke miljøforanstaltninger den pågældende virksomhed har sat i værk. Tidligere dannedes store mængder spildevand ved de galvaniske processer, men moderne galvanoteknologi er med høj grad af recirkulation, ændret skylleteknik og minimering af vandforbrug i nogen grad kommet problemerne til livs. Som »gennemsnit« må det imidlertid formodes, at der stadig produceres relativt store mængder spildevand som så renses på forskellig vis. Spildevandet fra forgyldningsprocessen vil indeholde:

- emulgerede olie og fedtdråber fra affedtningen samt forsæbningsprodukter fra denne proces (alkoholer og fedtsyresalte)
- jern (+ eventuelle metalurenheder) fra bejdsning
- nikkel, kobber og guld samt anioner (sulfat, chlorid og cyanid) fra metalbelægningsprocesserne.

Spildevandets indhold af metaller før rensning kan beregnes til ca. 0,2 g nikkel, 0,18 g kobber og 0,02 mg guld per emne. Der udsledes 40 mg CN (frit eller kompleksbundet) per emne. Konventionel rensning af spildevandet med en rensningsgrad på 90 % vil give følgende udledninger til kloaknettet: 23 mg Ni/emne, 18 mg Cu/emne og 2 mg Au/emne. Metallerne udfældes og sedimenteres, hvorved der dannes et metalholdigt slam, der afvandes og bortskaffes som kemikalieaffald.

Arbejdstilsynets krav til koncentrationerne i arbejdsmiljøet betyder, at der vil være punktudsugning til det fri over alle badene. Luftemissionerne vil bestå af:

- aerosoler indeholdende opløst base fra affedtningen
- aerosoler indeholdende opløst saltsyre og jern fra bejdsning. Bejdsning i saltsyre kan desuden give emission af gasformig chlorbrinte
- aerosoler indeholdende sure opløsninger af nikkel, kobber og guld fra metalpålægningerne.

Der dannes som sagt kemikalieaffald ved spildevandsrensningen, men desuden dannes der store mængder flydende affald ved kaserings af bade. Hvis ikke badene bortskaffes som kemikalieaffald, konverteres de til spildevandet, hvilket giver et øget udslip med vandet og forøgede slam mængder. En anden metode er regenerering af badene, hvor disse efter forskellige former for behandling kan bruges igen.

Ved ublid behandling af de færdige produkter kan disse ridges med afskalning til følge. Inden de forgyldte håndtag bliver *distribueret* vil de ofte blive omhyggeligt beskyttet med emballage.

Ved *brug* kan håndtaget langsomt korrodere og slides. Vandhanehåndtaget indeholder 1,3 g nikkel; 3,3 g kobber og 0,3 g guld per emne.

Når vandhanegrebet (eller hele vandhanearmaturet) afmonteres kan de forgyldte vandhanegreb enten gå til direkte *genanvendelse* (hvis de har bevaret deres attraktive udseende) eller (hvilket er mere sandsynligt) blive sendt til modtagestation for metalaffald, hvorfra det vil gå til smeltning og dermed til brug i nye metalprodukter. Miljøforhold ved smeltning på stålvalseværket er allerede gennemgået under fremstilling.

Ved *affaldsforbrænding* vil alle de metaller, der indgår i vandhanegrebet primært havne i slagterne ved affaldsforbrænding. Det antages at nikkel og guld fordeler sig i affaldsforbrændingen ligesom kobber. Dvs. at jern udelukkende går i slagterne, mens Cu, Ni og Au går i slagterne (ca. 90%) og filterstøvet (10%), mens maksimalt 1% emitteres gennem luftafkastet. Det svarer til en emission til luften på 13 mg nikkel, 33 mg kobber og 3 mg guld per emne.

Hvis håndtaget havner på *lossepladsen* vil der med tiden kunne opløses metaller, som vil forurene perkolatet. Heri vil metallerne endda kunne danne stabile komplekser med perkolatets indhold af organiske stoffer, hvilket giver forøget risiko for nedslivning. Kun ved fejlsortering vil håndtaget gå med i *kompostering*. Det skal vurderes om vandhanehåndtagets

metaller kan forstyrre de biologiske processer i et sådant anlæg.

Tabel 8.9 er en kvalitativ oversigt over emissioner fra et guldpletteret stål vandhane håndtags livscyklus.

Farlighedsvurderingerne af de emitterede stoffer er opsummeret i tabel 8.10.

Der er således fundet 18 emissioner i kategori 1 (højt potentiale for miljøskade) og 11 i kategori 2 (et vist potentiale for miljøskade). Hertil kommer at alle emissioner fra fremstilling af stål i princippet skal »tælles med to gange« når man omsmelter håndtaget igen.

Tabel 8.9 Emissionsoversigt for guldpletteret stål

Aktivitet	Spildevand	Luft	Affald
Fremstilling af stål	Zn, Ni, Cr, Pb, Cu, Cd, COD, P, N, Olie	Støv, Pb, Zn, Cd, Hg, Ni, NO _x	Slagge, Glødeskaller
Sænksmedning		Støv, Fe, Cu, Pb, Zn, Cd	Filterstøv
Efterbearbejdning		Trichlorethylen	
Overfladebehandling:			
Affedtning	Olie, fedt, alkoholer, fedtsyresalte	Basiske aerosoler	
Bejdsning	Jern, syre	Jern (aerosoler) Chlorbrinte	
Fornikling	Nikkel, syre, anioner	Nikkel (aerosoler)	
Forkobring	Kobber, syre, anioner	Kobber (aerosoler)	
Forgyldning	Guld, cyanid, anioner		
Brug			
Omsmeltning	Se prod.	Se prod.	Se prod.
Bortskaffelse ved forbrænding		Ni, Cu, Au	Slagge og støv indeh. Fe, Cu, Ni, Au
Bortskaffelse ved losseplads	Tungmetalholdigt perkolat		

Tabel 8.10 Farlighedsvurderinger for forgyldt stål

<i>Stof</i>	<i>Recipient</i>	<i>Livscyklusfase</i>	<i>Kat.</i>
Zink	vand	Stålfremstilling	1
Zink	luft	Stålfremstilling	2
Zink	luft	Sænksmedning	2
Nikkel	vand	Stålfremstilling	1
Nikkel	vand	Forgyldning	1
Nikkel	luft	Stålfremstilling	1
Nikkel	luft	Forgyldning	1
Nikkel	luft	Affaldsforbrænding	1
Chrom	vand	Stålfremstilling	1
Bly	vand	Stålfremstilling	1
Bly	luft	Stålfremstilling	1
Bly	lyft	Sænksmedning	1
Kobber	vand	Stålfremstilling	1
Kobber	luft	Stålfremstilling	1
Kobber	luft	Forgyldning	1
Kobber	luft	Affaldsforbrænding	2
Cadmium	vand	Stålfremstilling	1
Cadmium	luft	Stålfremstilling	1
Cadmium	luft	Sænksmedning	1
Kviksølv	luft	Stålfremstilling	1
Jern	vand	Stålfremstilling	2
Jern	luft	Stålfremstilling	2
Jern	luft	Forgyldning	2
Jern	vand	Forgyldning	2
Jern	luft	Affaldsforbrænding	2
Guld	vand	Forgyldning	2
Guld	luft	Forgyldning	2
Trichlorethylen	luft	Sænksmedning	1

Bidrag til regionale/globale miljøproblemer

Samlede bidrag fra alle aktiviteter, herunder energifremstilling. Opgjort per emne, se i øvrigt forklaring side 128.

Forsuring:

SO₂ : 4,58 g 0,143 ækv.

NO_x : 1,67 g 0,036 ækv.

I alt 0,179 forsuringsækvivalenter per emne.

Eutrofiering:

Ikke opgjort

Ozonlagsnedbrydning

Inter bidrag

Drivhuseffekt:

CO₂ : 878,9 g.

Affald

Kemikalieaffald

Støv fra filtre fra sænksmedevirksomheden. (Ukendt mængde)

Køle-smøremidler, der benyttes til efterbehandling i sænksmedeprocessen bortskaffes også som olie og kemikalieaffald (skønnet mængde 0,7 g/emne).

Slam fra galvanoprocessens spildevandsrensning. Afvandes (ukendt mængde).

Kasserede bade fra galvanovirksomheden (ukendt mængde)

Fast affald

Ovnslagger fra stålvalseværket (elektroovn og skeovn). Deponeres. (Ca. 36 g/emne).

Røgrensstøv Stålvalseværkets røgrensning (ca. 4 g/emne).

Glødeskaller m.v. fra Stålvalseværket (ca. 8 g/emne)

Glødeskaller, savsmuld m.v. fra sænksmedeprocessen (ukendt mængde)

Slagge fra affaldsforbrænding. Alt stålet vil stort set befinde sig i denne fraktion (157,5 g/emne).

8.2.4 Sammenligning og valg

På baggrund af de tre miljøprofiler skal der nu foretages et valg. I Tabel 8.11 er de tre miljøprofiler opstillet og sammenlignet.

Som det fremgår »scorer« pulverlakeret jernpulver bedst for emissioner, idet der er klart færrest emissioner af kategori 1. ABS-plast og jernpulver ligger meget tæt, hvad angår bidrag til forsurening og drivhuseffekt, hvor forgyldt stål skiller sig klart ud. Affaldsmængderne har ikke kunnet opgøres kvantitativt, men jernpulver medfører langt mindre kemikalieaffald end to øvrige materialer. Derimod er det ABS-plasten, der medfører mindst fast affald.

Det vurderes på denne baggrund at sintret jernpulver med pulverlakering er det mest miljøvenlige valg af de tre. De tilsyneladende største miljøproblemer i denne forbindelse er indholdet af epichlorhydrin i pulverlakken og indholdet af metaller i den jernmalmen. Epichlorhydrin og dets skæbne i det konkrete tilfælde bør vurderes nærmere, og eventuelt forsøges substitueret. Metallerne er uundgåelige følgestoffer i jernmalmen. Jernpul-

verfabrikken bør derfor have nøje emissionskontrol og foranstaltninger for metaller og problemet bør vurderes nærmere. Endelig skal man være opmærksom på mængderne af fast affald:

I vurderingerne har sundhed for brugeren ikke været vurderet nærmere. Det er et kendt problem, at følsomme nikkellallergikere har problemer med forchromede genstande, hvilket yderligere taler mod forchromning.

Afgrænsning af livscyklus er foretaget ved fremstillingen af råmaterialer, mens udvindingen af råstoffer (f.eks. olieudvinding og jernmalmudvinding) ikke er inkluderet.

Tabel 8.11 Miljøprofiler for de 3 materialevalg til vandhanehåndtag.
1 = forchromet plast. 2 = pulverlakeret jernpulver. 3 = forgylt stål

Parameter		1	2	3
Emissioner				
Emissioner – kategori 1		17	5	18
Emissioner – kategori 2		12	8	11
Emissioner – kategori 3		0	1	0
Bidrag til:				
- forsurening	ækv.	0,036	0,025	0,179
- eutrofiering	–	–	–	–
- ozonlagsnedbrydning	ODP g	0	0	0
- drivhuseffekt	GWP g	227,0	229,5	878,9
Affald				
kemikalieaffald	kg.	?	?	?
andet affald	kg.	?	?	?

8.3 Arbejdsmiljøvurdering

Fremgangsmåden i arbejdsmiljøvurderingen følger det princip, som er beskrevet i kapitel 6. Det vil først sige en identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer og materialer og placering af disse i graduerede effektkategorier (screening). Identifikationen foretages på grundlag af de officielle lister, der er nævnt i afsnit 6.1.2. Dernæst udarbejdes en arbejdsmiljøprofil (farlighedsvurdering), hvor der inddrages skøn over eksponeringen og hvor den toksikologiske vurdering baseres på flere datakilder end i screenings-fasen. På grundlag af arbejdsmiljøprofilerne sammenlignes de tre alternativer og der træffes et valg ud fra de kriterier, der er diskuteret i afsnit 6.2.3.

Fra livscyklusbeskrivelserne i afsnit 8.3 genereres lister over stoffer og materialer for hvert alternativ. På grund af delvis parallellitet i arbejdet er de registrerede stoffer og materialer ikke inddelt efter deres funktion og oprindelse, jvf. figur 6.2. Det er imidlertid karakteristisk, at funktions-

biprodukter, f.eks. nedbrydningsprodukter fra plastbearbejdning, ikke er med i screeningen, men først kommer med i arbejdsmiljøprofilen. Det skal også nævnes, at i screeningsfasen indgår de umiddelbart kendte råmaterialer og stoffer, mens hjælpestoffer og tilsætningsstoffer kun er med i sparsomt omfang.

8.3.1 Identifikation af arbejdsmiljøfarlige stoffer

I figur 8.4, 8.5 og 8.6 ses de udfyldte dataskemaer for de tre alternativer.

Figur 8.4 Dataskema for vandhanegreb af forchromet ABS-plast.

	K	R	A	N	C	GV
Acrylonitril	III	III, II	L + K	5	+	4 H
Butadien	-	-	-	-	+	22
Styren	II	II, I	-	4	1)	105
ABS	-	-	-	-	-	5
NaOH	I	I	-	-	-	2 L
Chromsyre	I	II, I	L + K	-	-	0,02
Svovlsyre	I	I	-	-	-	1
Nikkelchlorid	-	-	K	-	-	0,1
Kobbersulfat	-	-	-	-	-	-
Nikkelsulfat	-	-	L + K	-	-	0,1
Saltsyre	I	I	-	-	-	7 L

1) Styren er optaget på Arbejdstilsynets kommende kræftliste.

Figur 8.5 Dataskema for vandhanegreb af lakeret jernpulvermateriale.

	K	R	A	N	C	GV
Jernmalm (magnetit)	-	-	-	-	-	5
Kul (antracit)	-	-	-	-	-	5
Kalk	-	-	-	-	-	2
Bly	II	II	-	4	-	0,1
Jernpulver	-	-	-	-	-	5
Grafitpulver	-	-	-	-	-	5
Zinkstearat	-	-	-	-	-	5
Ammoniak	III	II	-	-	-	18
Polyester/epoxyharp.	-	-	-	-	-	5

Figur 8.6 Dataskema for vandhanegreb af guldpletteret stål.

	K	R	A	N	C	GV
Zink	-	-	-	-	-	4
Bly	II	II	-	4	-	0,1
Mangan	-	-	-	4	-	2,5
Jernoxider	-	-	-	-	-	3,5
Kul (antracit)	-	-	-	-	-	5
Brændt kalk	-	-	-	-	-	2
Stål 35	-	-	-	-	-	5
NaOH	I	I	-	-	-	2 L
Saltsyre	I	I	-	-	-	7 L
Nikkelsulfat	-	-	L + K	-	-	0,1
Nikkelchlorid	-	-	K	-	-	0,1
Svovlsyre	I	I	-	-	-	1
Kobbersulfat	-	-	-	-	-	-
Kaliumcyanid	III	II	-	-	-	5 H
Kaliumguldcyanid	III	II	I	-	-	(5 H)

Figur 8.7 viser vurderingsskemaet, hvor de tre alternativer kan sammenlignes.

Figur 8.7 Vurderingsskema. K=klassificering, R=risikosætninger, C=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer, N=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over neurotoksiske stoffer, A=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer, GV=stoffer anført på Arbejdstilsynets liste over grænseværdier, M=manglende data (herunder stoffer som alene har en generel støvgrænseværdi).

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
	Antal stoffer	Antal stoffer	Antal stoffer
K I	4	–	3
II	1	1	1
III	1	1	2
R I	5	–	3
II	3	2	3
III	1	–	–
A	4	–	3
N	2	1	2
C	2	–	–
GV	9	3	12
M	2	6	2

Vurderet ud fra denne simple screening er det alternativ 2: lakeret jernpulvermateriale, som er mest arbejdsmiljøvenlig idet dette valg indeholder færrest stoffer i de mere alvorlige effektkategorier. Som tidligere understreges er screeningen imidlertid et for spinkelt grundlag at vælge på. Den giver dog et foreløbig fingerpeg om, hvordan de tre materialemuligheder står i forhold til hinanden.

8.3.2 Arbejdsmiljøprofiler

Udarbejdelsen af arbejdsmiljøprofilerne er foretaget af Midtgård & Wilhardt (1991) efter de principper, som er beskrevet i afsnit 6.2. Kategorien »Mulige effekter« i de efterfølgende tabeller er en kort angivelse af de vigtigste effekter. Teksten i resten af dette afsnit (8.5.2) er indsat direkte fra konsulentrapporten (Midtgård & Wilhardt 1991, side 6-17) undtaget figur- og tabelnummerering.

Vandhanegreb af forchromet ABS-plast

Som det fremgår af tabel 8.12, er denne fremstillingsprocedure karakteriseret ved anvendelse af mange ætsende/irritative og allergifremkaldende kemikalier, men eksponeringsniveauet er i de fleste tilfælde anslået til at være lavt. De stoffer, som optræder med et lavt eksponeringsniveau, vil sandsynligvis ikke give anledning til arbejdsmiljømæssige problemer, med undtagelse af nikkelforbindelserne, hvor selv mindre doser over en lang periode kan medføre overfølsomhed. Eksponeringsniveauet for de følgende

stoffer er anslået til at være »middel«. Styren, natriumhydroxid, chrom-svovlsyre, ammoniak, brint og chromsyre.

Den kemiske arbejdsmiljøprofil (fig. 8.8) illustrerer ligeledes, at processen er domineret af de ætsende/irritative – og allergifremkaldende stoffer, men der forekommer også flere stoffer som er kræftfremkaldende (acrylonitril, butadien og chromsyre). De væsentligste sundhedsrisici ved fremstilling af et forchromet plastvandhane-greb vil derfor være irritation/ætsning, allergi, kræft og nerveskader.

Fig. 8.8

Kemisk arbejdsmiljøprofil for fremstilling af et vandhanegreb i forchromet plast.

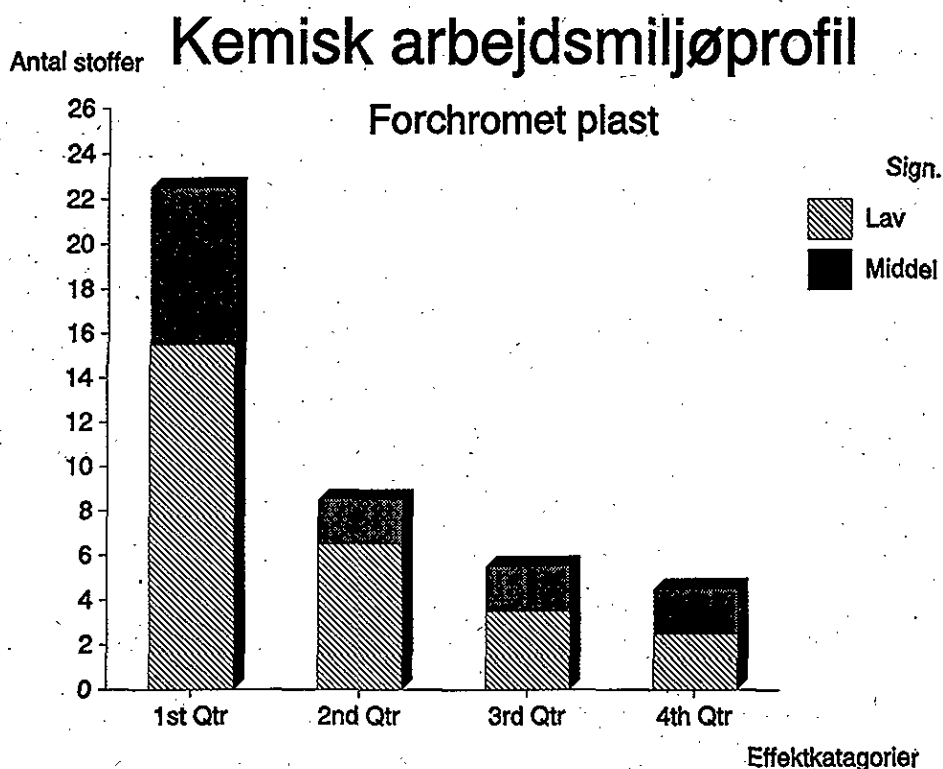
Figuren giver antallet af kemikalier og eksponeringsniveauet (lav, middel, høj) i flg. effektkategorier:

I, irritation, ætsning og andre akutte og reversible effekter;

II, allergi; bronchitis;

III, fosterskader, nerveskader og mutagene effekter;

IV, kræft.



Tabel 8.12 Fremstilling af forchromet plast-vandhanegreb (case nr. 1).
 Forkortelser: I=indånding, O=oralindtagelse, H= hudkontakt (eksponering),
 H=høj, M=middel, L=lav, F=Specielle Foranstaltninger påbudt, U=Ukendt/
 undersøgelser nødvendige. Tomme felter betyder, at eksponeringsniveauet/effekten
 ikke har kunnet vurderes eller kan negligeres.

Fase/proces	Mulig eksponering	Eksponering	Mulige effekter	
		vej	stør.	
Fremstilling af ABS plast	acrylonitril	I	L	kræft
	styren	I	L	irritation, nerveskader
	butadien	I	L	irritation, kræft
Håndtering af plast granulat	ABS-plast-støv	I	L	se liste
	dialkylphthalater	I	L	irritation, allergi (fosterskader)
	upolymeriseret styren	I	L	irritation (nerveskader)
Plastsprøjttestøbning	dialkylphthalater	I	L	irritation, allergi (fosterskader)
	styren	I	M	irritation, (nerveskader)
Rensning af sprøjte-støbnings maskine	styren	I	M	irritation, nerveskader
Mekanisk bearbejdning af plastemner	ABS-plaststøv	I	L	irritation/allergi
Forchromning:				
Forrensning	sæbeopløsning	H	L	
	natriumhydroxidopl.	H	M	ætsning/irritation (lungheskader)
Bejdsning	chromsyre + svovlsyre	I/H	M/M	allergi, æts./irritation, kræft æts./irritation (bronchitis)
Reduktionsbad	natriumbisulfitol.	I/H	L/L	irritation, allergi (mutagent)
Palladiumbad	saltsyre		H	L ætsning/irritation
	HCl-dampe	I	L	irritation, (bronchitis)
Acceleratorbad	fluorborsyre	I/H	L/L	æts./irritation
Kemisk nikkel bad	ammoniak	I	M	ætsning/irritation, (lungheskader)
	brint	I	M	eksplosionsfare
	nikkelchlorid	I/H	L/L	allergi, luftvejssygdomme
	natriumhypophosphit	I/H	L/L	brand-og eksplosionsfare
	ammoniumchlorid	I/H	L/L	irritation
	natriumcitrat	I/H	L/L	
Surt kobberbad	svovlsyre	I/H	L/L	ætsning/irritation
	svovldioxid	I	L	slimhinde irrit.
	kobbersulfat	I/H	L/L	hudætsning, (lungheskader)
Watts nikkelbad	nikkelsulfat	I/H	L/L	allergi
	nikkelchlorid	I/H	L/L	allergi
	borsyre	I/H	L/L	hud- og tarmforstyr. (mutagent)
Chromsyrebad	chromsyre	I/H	M/M	ætsning/allergi, kræft
Montage	evt. affedtningsmidler	I/H	L/L	
Pakning	evt. pyrolyseprodukter (plastsvejsning)	I	L	irritation, cancer?
Lagring				
Transport	udstødningssasser	I	L	
Bortskaffelse, renovering	varme			
	pyrolyseprodukter			

*Vandhanegreb af lakeret
jernpulvermateriale*

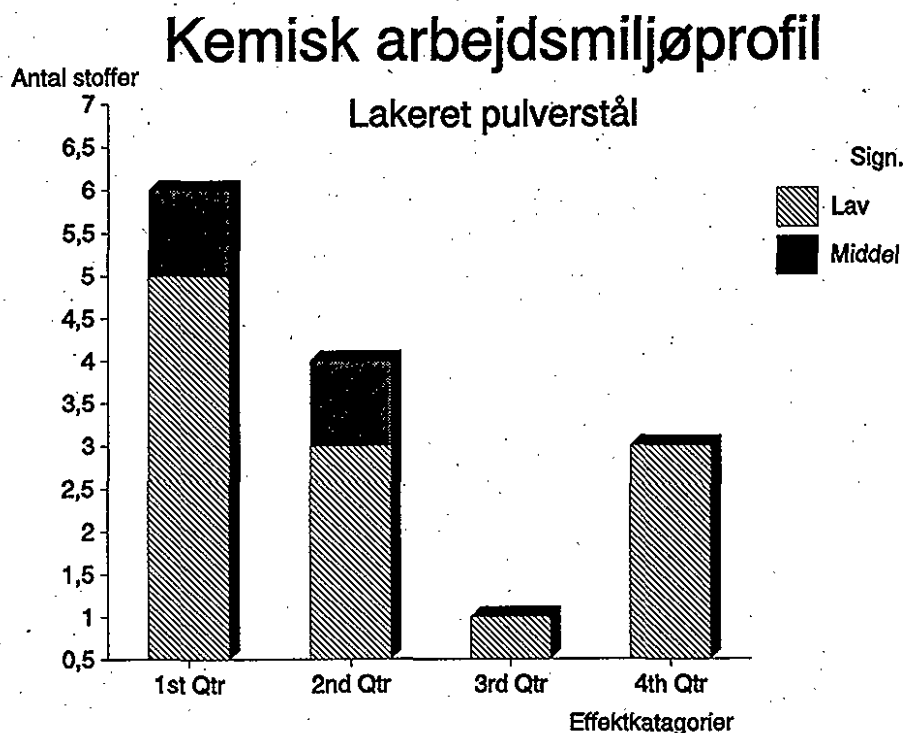
Processen er karakteriseret ved anvendelse af pulvere både til fremstilling af grundmaterialet og til overfladebehandlingen (tabel 8.13). De væsentligste sundhedsrisici i processen som helhed må betragtes som værende

tilknyttet håndteringen af disse pulvere. De anvendte pulvere har dog en størrelse, som gør, at de primært fanges i slimlaget i næse, svælg og bronchier, og derved ikke giver lungegener. Med hensyn til anvendelse af epoxy-polyester pulver, skal det bemærkes, at den relativ store overflade øger risikoen for afgivelse af uhardede monomere og tilsætningsstoffer. Eksponeringsrisikoen må dog skønnes som »lav«, idet specielle beskyttelsesforanstaltninger er påbudt. Dette udelukker dog ikke kontakt med pulveret under håndtering af emballage og påfyldning af sprøjteudstyr.

Af den kemiske arbejdsmiljøprofil (fig. 8.9) fremgår det, at der anvendes relativt få stoffer og eksponeringsrisikoen er generelt lav. På grundlag af figuren skønnes det, at irritation og allergi er de væsentligste sundhedsrisici.

Fig. 8.9

Kemisk arbejdsmiljøprofil for fremstilling af et vandhanegreb i pulvermaterialer (forklaring, se fig. 8.8).



Tabel 8.13: Fremstilling af vandhanegreb i pulverlakeret pulvermateriale.
(Forkortelser, se tabel 8.12).

Fase/proces	Mulig eksponering	Eksponerings-		Mulige effekter
		vej	stør.	
Fremstilling af jernpulver	kokssmuld	I/O/H	M/L/M	støvlunger, bronchitis
	jernmalm	I/O/H	M/L/M	støvlunger
	kalksten	I	L	(irritation)
	bly	I	L	nerveskader, blodmangel
	jernpulver	I/O/H	M/L/L	se liste
Håndtering af råmaterialer	jernpulver 100-150µm	I/O/H	M/L/M	se liste
	grafitpulver < 32µm	I/O/H	L/L/L	bronchitis/støvlunger
Pulverpresning (kompaktering)	jernpulver 100-150µm	I/O/H	M/L/H	se liste
	zinkstearatvoks	I/O/H	L/L/L	
Sintring	ammoniak	I	L	irritation/lungeskader
	brint	I	L	eksplosion
	pyrolyseprodukter fra zinkstearat	I	L	metallrøgsfeber fra ZnO
Mekanisk efterbehandling	jernpulver	I	L	se liste
Pulverlakering	epoxy/polyesterharpiks-støv	I	F	irritation/allergi; kræft
Ovnhærdning	evt. pyrolyseprodukter	I	L	irritation/allergi; kræft
Montage				
Pakning	PVC-pyrolyseprod.)	I	L	irritation (kræft)
Lagring				
Transport	udstød. gas	I	L	
Bortskaffelse/renovering	metallrøg			

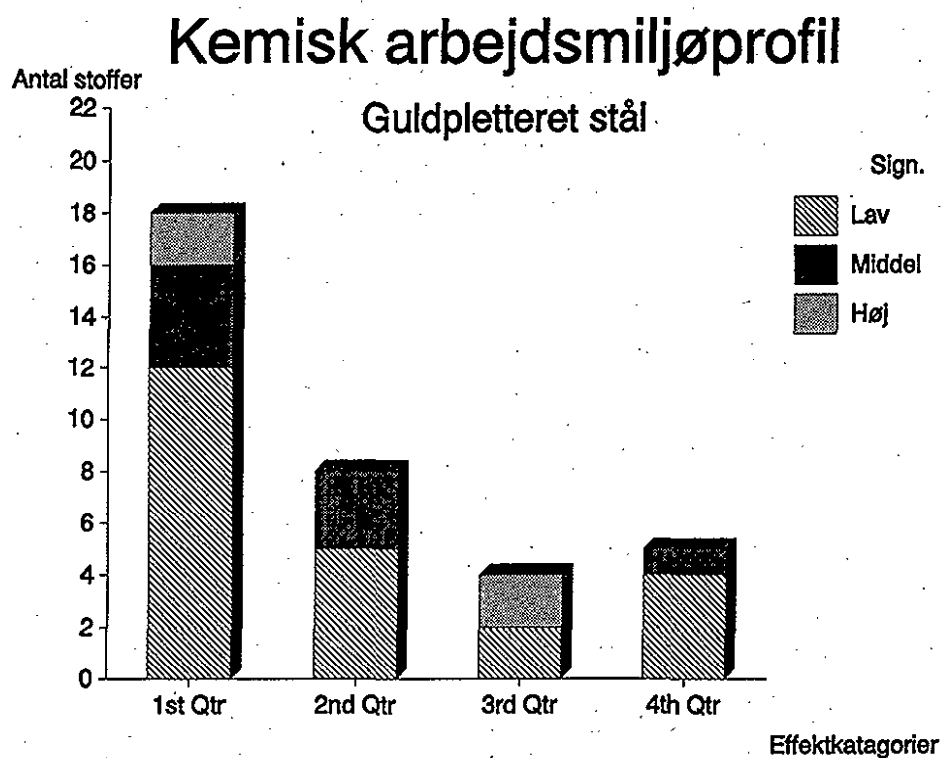
Vandhanegreb af guldpletteret stål

De mulige eksponeringer og effekter ved fremstilling af et vandhanegreb i guldpletteret stål fremgår af tabel 8.14. I lighed med forchromningsprocessen (case nr. 1) er det især anvendelsen af ætsende/irritative stoffer og allergifremkaldende stoffer, som udgør en sundhedsrisiko. I fremstillingen af stål er der mulighed for udsættelse for en række metaller som kan have alvorlige effekter (bly, chrom, kviksølv, cadmium og mangan). Derudover anvendes der køle- smøremidler (uspecificeret type), som også kan give arbejdsmiljøproblemer (hudproblemer og kræft). Endelig indgår der meget giftige stoffer (cyanider), som udgør en særlig risiko ved uheld. Eksponeringsniveauet er vurderet til at være »middel« (eller »høj«) for flg. stoffer: Bly, mangan, jernoxider, køle- smøremidler, natriumhydroxid, saltsyre, nikkelsulfat og kaliumcyanid.

Den kemiske arbejdsmiljøprofil for processen er visualiseret i fig. 8.10, hvoraf det fremgår, at sundhedsfarerne vil være domineret af ætsning/irritation og allergi. Det er dog specielt betænkeligt med de høje og middelhøje eksponeringsniveauer for stoffer i effektkategorierne III og IV.

Fig. 8.10:

Kemisk arbejdsmiljøprofil for fremstilling af et vandhanegreb i guldpletteret stål (forklaring, se fig. 8.8).



Tabel 8.14: Fremstilling af guldpletteret stål-vandhanegreb.
(Forkortelser, se tabel 8.12).

Fase/proces	Mulig eksponering	Eksponerings-		Mulige effekter
		vej	stør.	
Fremstilling af stål udfra skrot	zink	I	H	metallrøgsfeber
	bly	I	H	nerveskader, blodmangel
	cadmium	I	L	nyreskader, kræft
	kviksølv	I	L	nerveskader
	chrom	I	L	allergi, kræft
	nikkel	I	L	luftvejssygdomme, kræft
	kobber	I	L	metallrøgsfeber
	tin	I	L	
	jernoxider	I	H	støvlunger
	antracit	I	L	støvlunger, bronchitis
	brændt kalk	I	L	irritation
	mangan	I	H	nerveskader
Opsavning af stålstænger	stål 35 støv	I	L	allergi (se liste)
Smedning	varme	-	M	
Afgratning, slibning	stål 35 støv	I	L	allergi (se liste)
Fræsning, boring	stål 35 støv	I	L	allergi (se liste)
	Køle- smøremidler	I/H	M/M	kontakteksem, oliefilipenser, hudkræft
Plettering:				
Ludaffedtning	natriumhydroxid	I/H	M/H	ætsning/irritation (lungeskade)
	natriumcarbonat	I/H	L/L	ætsning/irritation
	natriummetasilikat	I/H	L/L	ætsning/irritation
	Natriumtripolyfosfat	I/H	L/L	
Skylning	se ludaffedtning	I/H	L/L	
Bejdsning	saltsyre	H	M	ætsning/irritation
	HCl-dampe	I	M	irritation (bronchitis)
Skylning	se bejdsning	H/I	L/L	
Nikkelplettering	nikkelsulfat	I/H	L/M	allergi
	nikkelchlorid	I/H	L/L	allergi, luftvejssygdomme
	borsyre	I/H	L/L	hud- og tarmforstyr. (mutagent)
	HCl-dampe	I	L	ætsning/irritation
Skylning	se nikkelplettering	I/H	L/L	
Kobberplettering	svovlsyre	I/H	L/L	ætsning/irritation
	kobbersulfat	I/H	L/L	hudætsning (lungeskader)
Skylning	se kobberplettering	I/H	L/L	
Guldplettering	kaliumcyanid	I/O/H	L/M/M	irritation (forgiftning)
	kaliumguldcyanid	I/H	L/L	irritation (forgiftning)
	kaliumcarbonat	I/H	L/L	ætsning/irritation
	dikaliumfosfat	I/H	L/L	
	hydrogencyanid	I	L	irritation/hovedpine (åndedrætsbesvær)
Skylning	se guldplettering	I/H	L/L	
Montage				
Pakning	PVC-pyrolyseprodukter	I	L	irritation, kræft
Lagring				
Transport	Udstødningsgasser	I	L	
Bortskafning, renovering	metallrøg	I	L	
	varme		M	

På grundlag af de kemiske arbejdsmiljøprofiler (fig. 8.8, 8.9 og 8.10) må de fremstillingsprocesser, som omhandler forchromning og guldplettering (case nr. 1 og 3) betegnes som mest belastende for arbejdsmiljøet, mens fremstilling i pulverlakeret pulvermateriale (case nr. 2) er forholdsvis arbejdsmiljøvenlig. I sidstnævnte fremstillingsprocedure indgår der kun ganske få stoffer i effektkategorierne I, II og IV og kun et enkelt i kategori III.

Det er straks vanskeligere at prioritere mellem case nr. 1 og case nr. 3, eftersom de har praktisk taget samme arbejdsmiljøprofil. Case nr. 3 har lidt færre stoffer i effektkategori I og III, men til gengæld synes eksponeringsniveauet generelt at være højere end i case nr. 1. Eftersom det er eksponeringen snarere end stoffernes effekt, som er bestemmende for risikoen, må case nr. 3 betragtes som mere belastende end case nr. 1.

Arrangeres de tre fremstillingsprocesser efter hvor belastende de er for arbejdsmiljøet, fremkommer følgende billede:

Mest belastende	Case nr. 3: guldpletteret stål
	Case nr. 1: forchromet plast
Mindst belastende	Case nr. 2: pulvermaterialer

De kemiske arbejdsmiljøprofiler kan på udmærket vis danne basis for overvejelser om substitution, idet man umiddelbart får et indtryk af, hvor de kritiske eksponeringsniveauer og effekter er. Eksempelvis kan det nævnes, at en generel reduktion af eksponeringsniveauet samt elimination eller substitution af stoffer som nikkel, cadmium og køle-smøremidler i case nr. 3 ville resultere i, at denne fremstillingsprocedure måtte betragtes som væsentlig mere arbejdsmiljøvenlig end case nr. 1.

8.3.3 Arbejdsmiljøvurderingens resultater

I dette tilfælde er der overensstemmelse mellem det fingerpeg, den indledende screening giver, og det alternativ som bliver udpeget som mest arbejdsmiljøvenligt på grundlag af kemiske arbejdsmiljøprofiler. Afstanden til de to andre materialemuligheder er ovenikøbet ret betydelig. Det skal dog fremhæves, at den store afstand i et vist omfang skyldes den valgte afgrænsning af livscyklus. I jernpulver-alternativet er livscyklus afgrænset ved det færdige produkt til overfladebehandling, nemlig polyester-pulvermaling. Hvis fremstillingen af denne maling indgik i livscyklus ville der optræde flere stærkt sundhedsskadelige stoffer, f.eks. trimellitinsyreanhydrid og triglycidylisocyanurat (hærder). Begge stoffer er anført på Arbejdstilsynets liste over allergifremkaldende stoffer. Denne udvidelse af livscyklus ville dog næppe ændre den samlede vurdering og prioritering.

Et andet springende punkt er eksponeringsvurderingen i udarbejdelsen af arbejdsmiljøprofiler. Denne vurdering vil være mere eller mindre kvalificeret alt efter datakildernes omfang og kvalitet. Det betyder også, at eksponeringsvurderingen i hvert alternativ og i hvert procestrin ikke nødvendigvis hviler på samme grundighed. Det afhænger helt af, om der har været gennemført virksomhedsbesøg, om der foreligger måledata, om der foreligger tilstrækkelig gode datablade osv. Problemet vil ofte opstå i forbindelse med fremstillingen af råmaterialer, fordi der i mange tilfælde er

tale om udenlandske virksomheder. I stedet for faktiske data fra disse virksomheder, vil vurderingen hvile på opslagsværker, som indeholder generelle beskrivelser af fremstillingsprocessen. I projektets case er det tilfældet for fremstilling af ABS-plast.

Et andet problem i eksponeringsvurderingen er, hvor mange stoffer der skal medtages fra de enkelte procestrin. Her tænkes især på *funktionsbiprodukter*, hvor det næsten kun er analyseteknikken, der sætter grænser. Eksempelvis kan der findes mange kemiske stoffer ved termisk nedbrydning af plast. Her er problemet at få udpeget de væsentligste i en vurdering af arbejdsmiljøet.

Endelig kan der peges på et generelt spørgsmål i arbejdsmiljøvurderingen: Hvordan er det muligt at udpege de væsentligste led i materialets livscyklus? Det vil sige de procestrin og livscyklusfaser, som skal »veje« tungest i den samlede vurdering. Selv om sådanne *følsomhedsanalyser* i et vist omfang kan udvikles, vil der dog stadig stå nogle subjektive vurderinger tilbage.

8.4 Energivurdering

I det følgende vil vi foretage en energimæssig vurdering af de tre alternative cases. Idet vi forsøger at følge principperne, som de er beskrevet i kap. 7, begyndes med en udregning af materialeforbrug for den pågældende komponent. Dette omsættes via opgivne værdier for energiindhold i materialerne til konkrete, emnerelaterede energiindhold. Dernæst udregnes den direkte procesenergi. Vi gør nogle betragtninger over energierne i de øvrige livscyklusfaser, som afsluttes med bortskaffelses/genanvendelsesfasen. En sluttelig summation af alle disse bidrag (eksklusiv de bidrag, som er af samme størrelsesorden) munder ud i et valg.

Energivurderingen skal ses i tæt sammenhæng med miljøvurderingen (afsnit 8.2.), da der ved produktion af energi er tale om emissioner af forskellige forbrændingsgasser.

De tre cases som konkurrerer om den bedste placering energimæssigt er:

- 1) ABS-plast, som er forchromet.
- 2) Sænksmedet stål, som er forgyldt.
- 3) Sintret jernpulver, som er pulverlakeret.

Da langt den største energimængde er relateret til materialeforbruget, udregnes dette først. Der indhentes data for bundet energimængde i de forskellige materialer.

8.4.1 Materialeforbrug, ABS-plast (incl. spild):

20 cm³ ABS-plast svarende til 21,2 g (afbrækket fra indløbskanalen til formen går ikke til spilde, da det kan formales og indfødes i maskinen igen).

Derudover er der et materialeforbrug til overfladebehandlingen. Følgende er de totale forbrug målt dels som udslib fra galvaniske bade og dels som udfældet metal på overfladen:

1000 mg chromsyre. 1125 mg svovlsyre. 195 mg palladium. 36 mg tin. 1050 mg saltsyre. 1712 mg nikkel. 33 mg natriumhypofosfit. 150 mg ammoniumchlorid. 300 mg natriumcitrat. 3518 mg kobber. 540 mg chrom.

Materialeudnyttelsesgraden ligger i praksis på 95-100 %.

8.4.2 Materialeforbrug, stål (incl. spild):

20 cm³ smedet stål svarende til 157,5 g. Forholdet mellem udgangsvægten og slutvægten for et rotationssymmetrisk, hult emne med slutvægten 157,5 g er ifølge Jepsen (1977) ved interpolation fundet til 1,185. Dette betyder at smedefinnerne udgør ca. 29 g. Derudover vil der være et materialetab i form af glødeskaller på omkring 3 – 6 % af smedeemnets masse – altså i det aktuelle tilfælde mellem 5,6 og 11,2 g. Der skal altså være op til ca. 40 g stål i overskud før sænksmedningen.

Materialespild ved afsavning – 5 mm klinge – udgør 3534 mm³ eller 27,8 g. Restlængder udgør gennemsnitligt 4 % af udgangsmaterialet altså per emne 7,9 g.

Ved sænksmedning er der i gennemsnit 8 % brok, hvilket også må karakteriseres som materialespild – per emne udgør dette 18,7 g.

Totalt skal der per vandhanegreb anvendes ca. 252,23 g stål i udsavet tilstand.

Materialeudnyttelsesgraden er her: $(157,5/252,23) \times 100\% = 62,4\%$

Foruden stålförbruget er der et forbrug af materialer til guldplettering. Følgende er de totale forbrug i form af udsløb fra de galvaniske bade samt udfældet metal på overfladen:

0,2 g NaOH, 0,1 g Na₂CO₃, 0,8 g Na₂[SiO₂(OH)₂] $\times$ 8 H₂O, 1,77 g HCl, 1561 mg Ni, 3518 mg Cu, 225 mg H₂SO₄, 305 mg Au, 40 mg CN, 90 mg K₂CO₃, 90 mg K₂HPO₄.

8.4.3 Materialeforbrug, jernpulver (incl. spild):

20 cm³ sintret jernpulver, igen svarende til 157,5 g. I modsætning til sænksmedeprocessen er der ikke noget materialespild forbundet med presning af jernpulveremner udover den ringe mængde der spildes på gulvet. Et evt. doseret overskud ved fyldning af værktøjet med pulver vil blive opsamlet og anvendt i næste presning.

I praksis er der dog et materialespild på 2-3 %, hvilket betyder, at *materialeudnyttelsesgraden er ca. 97 %*.

Foruden jernpulver er der et forbrug af materialer til pulverlakering. Pulvermalingslaget er ca. 50 – 70 µm tykt. Der er en ydre overflade på 150 cm² hvilket medfører et malingsforbrug på 1050 mm³ eller 1,67 g jvf. livscyklusbeskrivelsen.

8.4.4 Specifikt energiindhold i ABS-plastemne

På baggrund af følgende opgivne værdier (kilden angivet i parentes) foretages et skønnet maximum for energiindholdet i ABS-plast:

Styren-butadien-gummi:	39 kWh/kg (Jepsen, 1978)
Polystyren harpiks:	34,5 kWh/kg (Jepsen, 1978)
Akryl:	19 kWh/kg (Schmidt et al, 1990)
Plast:	20 kWh/kg (Gydesen et al, 1990)

Styren-butadien-gummi, som er en såkaldt tilfældig copolymer, er i familie med ABS-plast, men mangler acrylonitril til at skabe større sekundær bindingsenergi mellem plastkæderne, så materialet ikke bliver gummiagtigt. Det er i litteraturen beskrevet, at blandingsforholdet mellem de 3 polymer typer kan variere ganske betragteligt, afhængig af de slutegenskaber man ønsker at opnå. Indholdet af acrylonitril er for suspensions ABS opgivet til ca. 12 vægt %. For emulsions ABS er et repræsentativt indhold af acrylonitril opgivet til ca. 10 vægts %.

Vort bedste skøn på et absolut maximum energi indhold i ABS plast vil derfor være i størrelsesordenen 39 kWh/kg (for styren-butadien-gummi) + max. 5 kWh/kg for acrylonitril indholdet, altså 44 kWh/kg.

Omregnes dette til et energiindhold i et vandhanegreb med materialeforbruget 20 cm³ og ABS - plasts vægtfylde på 1,06 g/cm³ fås værdien: $21,2/1000 \times 44 \text{ kWh} = 0,9328 \text{ kWh per emne}$.

Kindler & Nikles (1980) opgiver en helt anden størrelse af energiækvivalensværdien for ABS-plast. Idet fremstillingsmetoden bygger på et udgangsmateriale, som er blødgjort polybutadien-latex, opgives energiækvivalensværdien til 84 MJ/kg eller 23,3 kWh/kg.

Udregnes energiindholdet i et vandhanegreb på baggrund af denne værdi fås per emne: $21,2/1000 \times 23,3 \text{ kWh} = 0,4940 \text{ kWh/emne}$.

Vi vil i det følgende lave beregninger både med den opgivne værdi og den skønnede maximumværdi. Bidragene fra overfladebehandlingsmaterialerne bliver så små at de ikke er relevante at medtage her. Desuden kan vi kun umiddelbart skaffe værdier for kobber, hvor det specifikke energiindhold i elektrolytkobber er opgivet til 18 kWh/kg. Kobberforbruget er 3518 mg svarende til 0,06 kWh per emne. *I konstruktørens valgsituation er overfladebehandlingsmaterialernes bidrag netop nogle af de størrelser, som i nærværende eksempel (3 alternativer) ikke vil være udslagsgivende for træfning af et valg.*

8.4.5 Specifikt energiindhold i smedet stålemne

Jepsen (1978) opgiver i sin rapport at *varmvalsede profiler i kulstofstål* har et gennemsnitligt specifikt energiindhold på 9,2 kWh/kg. Der medgår 252,23 g stål til et emne, hvilket svarer til $252,23/1000 \times 9,2 \text{ kWh} = 2,32 \text{ kWh per emne}$.

Også her vil der være et ikke-udslagsgivende bidrag fra materialerne i overfladebehandlingsprocesserne.

8.4.6 Specifikt energiindhold i presset jernpulver emne

Idet vi antager, at jernpulveret er svampjern fra HÖGANÄS, hvor energiindholdet er opgivet til 6,9 kWh/kg, fås følgende materialeenergiindhold per emne: $157,5/1000 \times 6,9 \text{ kWh} = 1,0868 \text{ kWh per emne}$.

Der vil ligeledes her være et bidrag fra pulverlakmængden til overfladebehandlingen, men igen er det ikke en udslagsgivende størrelse. Gydesen et al (1990) opgiver en værdi for plast (generelt) på 20 kWh/kg. Forbruget er 1,67 g per emne svarende til $1,67/1000 \times 20 = 0,0334 \text{ kWh}$.

Den mest usikre beregning blandt de ovenstående er beregningen for ABS-plast.

Materialeenergimæssigt skiller det smedede emne sig væsentligt ud fra de to øvrige alternativer med en faktor 2, hvorfor dette ikke kan anbefales. Valget står så formodentlig mellem ABS plast og jernpulver.

Vi vil i det følgende se nærmere på procesenergiforbruget indtil vi når til den afsluttende overfladebehandling.

8.4.7 Procesenergi ved sprøjtstøbning

Varmedylden for ABS plast er 1,142 J/gxK. Sprøjtstøbningstemperaturen er 240°C. Energiforbruget ved opvarmning af ABS plast, hvilket foregår ved friktionsopvarmning, til sprøjtstøbning af et emne er derfor $(240-20) \times 1,142 \times 21,2 \text{ J} = 5326,3 \text{ J}$ svarende til $5326,3 \times 2,7777 \times 10^{-7} \text{ kWh} = 0,00148$.

kWh per emne. Hvis vi sætter friktionsopvarmningsmodulets virkningsgrad til 0,40 fås det samlede energiforbrug: $0,0013 \text{ kWh} / 0,4 = 0,0037 \text{ kWh}$. Idet vi forudsætter at der anvendes elektrisk energi til plastsmelteprocessen, skal vi tage højde for virkningsgraden ved omdannelse til elektrisk energi fra primær energi. Virkningsgraden er for elektricitet $\mu_e = 0,30$, hvilket betyder at den samlede energimængde der medgår til opvarmningen af ABS plast er $0,0037/0,3 \text{ kWh} = 0,0123 \text{ kWh per emne}$.

Idet der henvises til Jepsen (1977) udgør smeltevarmen ved støbeprocesser den største energimængde, sammenlignet med de øvrige procesbidrag så som presning af materialet ud i støbeformen og drift i øvrigt af trykstøbmaskinen. Der tænkes i denne forbindelse på trykstøbning af metaller. Forholdene, hvilket vises herefter, er lidt anderledes i vort tilfælde. Indsprøjtningssarbejdet kan teoretisk beregnes som

$$A = \rho_s \times V,$$

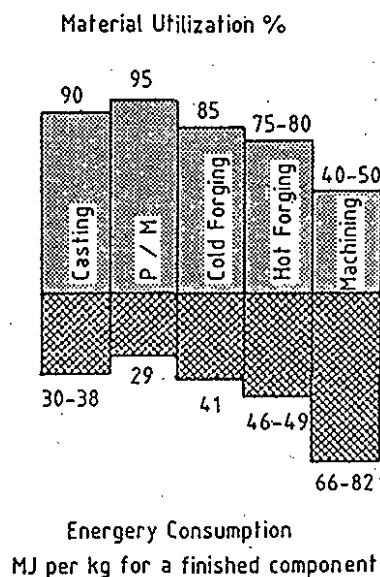
hvor ρ_s = støbetrykket og V = den indsprøjtede volumenmængde.

Under sprøjtestøbning af ABS plast anvendes et støbetryk på 1000 kp/cm^2 . Dette svarer til 10 kpm/cm^3 . Arbejdet ved sprøjtestøbning af en vandhaneknop idet vi sætter, at indløbet, som siden brækkes af og genanvendes, udgør 3 cm^3 , vil være $23 \times 10 \text{ kpm} = 230 \text{ kpm}$ eller $230 \times 9,807 \text{ J} = 2255,61 \text{ J}$ svarende til $0,00063 \text{ kWh}$. Såfremt arbejdet ved eftertrykningen skønsmæssigt er lige så stort som i selve formfyldningsfasen og at systemets samlede virkningsgrad er 0,40, vil det samlede energiforbrug ved sprøjtestøbningen være: $(2 \times 0,00063)/0,40 \text{ kWh} = 0,00315 \text{ kWh}$, regnet som elektrisk energi. Omregnet til primær energi bliver energiforbruget: $0,00315 \text{ kWh}/0,3 = 0,0105 \text{ kWh}$.

8.4.8 Energiforbrug ved pulverpresningsprocessen

Figur 8.11 angiver dels den %-vise materialeudnyttelse ved forskellige formgivningsmetoder og dels den samlede energimængde per kg stålkomponent. De angivne energiværdier omfatter også den mængde energi, som er nødvendig for at fremstille råmaterialet i den pågældende situation.

Figur 8.11 Fra (Hupmann & Dalal, 1986).



Som det kan aflæses af figuren, er den krævede energimængde ved pulverpresning 29 MJ/kg minus (6,9 kWh/kg = 25 MJ/kg (Jepsen (1978))) = 4 MJ/kg.

Vores pulver komponent vejer som nævnt 157,5 g, hvilket medfører et procesenergiforbrug på $157,5/1000 \times 4 \text{ MJ} = 0,63 \text{ MJ}$ eller $0,1750 \text{ kWh pr. emne}$.

8.4.9 Energiforbrug ved sænksmedeprocessen

Først skal stangmaterialet saves ud i passende klodser. Idet vi betragter savning som en shapingproces er det specifikke spåntagningsarbejde givet ved $a = 1,18 \times k_s \text{ kpm/cm}^3$. Der fjernes $3,534 \text{ cm}^3$ stål per savning. $k_s = 210 \text{ kp/mm}^2$ ifølge Jepsen (1978). Idet vi sætter savens virkningsgrad til $\mu_m = 0,7$ og forudsætter, at der bruges elektrisk energi til formålet fås det samlede savearbejde $a_{\text{sav}} = 0,041 \text{ MJ}$ eller $0,01135 \text{ kWh}$.

En sænksmedeprocess omfatter dels en opvarmning af emnet og dels selve smedningen.

Opvarmningen af vort stålemne før smedningen tænkes foretaget i en elektrisk induktionsovn. Energiforbruget hertil er ved opvarmning til 1100°C : $0,4 \times (0,252 - 0,035)/0,3 = 0,2887 \text{ kWh}$.

Jepsen (1978) angiver at energiforbruget ved smedeprocessen kan beregnes af formlen:

$$\Delta E = \frac{A}{0,8 \times \mu_m \times \mu_s}$$

hvor A er deformationsarbejdet, μ_m er maskinvirkningsgraden og μ_s er slagvirkningsgraden. Virkningsgraden for selve hammerhovedet er 0,8, da man for at modvirke »klæbende slag« tilkobler hævemekanismen før slaget begynder. Ud fra angivelserne i (Jepsen, 1977), findes $\mu_s = \mu_m = 0,5$ for overtrykshamre af schabottetypen.

For sænksmedeoperationer er beregningerne af deformationsarbejdet komplicerede da formen og graten har stor indflydelse herpå.

Vi har valgt at betragte smedeoperationen som en stukning, hvorved vi kan anvende Finks formel. Denne metode er meget brugt og går ud på at bestemme en middeltøjning for emnet og at fastlægge flydespændingen ud fra en skønnet middeltemperatur og middeldeformationshastighed.

$$A = V \frac{\sigma_o}{\mu_F} \times \ln \frac{h_o}{h_{lm}}$$

V = Udgangsemnets volumen

μ_F = Formgivningsvirkningsgraden – bestemt ud fra erfaringer

σ_o = Middelflydespændingen ved relevant temperatur og middelformationshastighed

h_o = Højden af udgangsemnet

h_{lm} = Smedeemnets middelhøjde

Vi har beregnet deformationsarbejdet for vort vandhanehåndtag ved hjælp af diverse kurver og formler som opgivet i (Jepsen, 1977).

Idet vi sætter udgangsemnet til at være en cylindrisk klods med diameteren 30 mm og højden 35 mm, samt at smedemnets tværsnitsareal incl. grat er $12,57 \text{ cm}^2$, har en sådan beregning af deformationsarbejdet givet $A = 8933 \text{ Nm}$.

Energiforbruget kan nu beregnes til $\Delta E = 8933 / (0.8 \times 0.5 \times 0.5 \times (\mu = 0.3)) = 148883 \text{ Nm}$, svarende til $0,0414 \text{ kWh}$.

Vi har nu udregnet energibidragene for de tre alternative materialegrupper indtil den samme forædlingsgrad og vil nu summere op til en sammenligning:

Alternativ 1 (ABS-plast): 0,9556 kWh/emne eller 0,5168 kWh/emne

Alternativ 2 (Sænksmedet stål): 2,6615 kWh/emne

Alternativ 3 (Sintret jernpulver): 1,2618 kWh/emne

Vi har nu klart fået adskilt de tre alternativer set ud fra et energimæssigt synspunkt og må pege på ABS-plast som det mindst energikrævende alternativ. Man kan evt. søge at beregne energibidragene fra de efterfølgende overfladeprocesser, men det er skønnet, at disse ikke vil være udslagsgivende i denne sammenhæng.

8.4.10 Betragtninger over energiforbruget i de øvrige livscyklusfaser

Distribution

I det foreliggende tilfælde, vil distributionskanalerne, transportmetoderne og transportmedierne være de samme for alle alternativerne. Energidifferencerne i distributionsfasen vil derfor udelukkende være afhængige af materialets masse.

Som det fremgår af tabel 7.8 er energiforbruget ved forskellige transportformer opgjort som antallet af kWh per tons gods per km. Vi kan i det foreliggende tilfælde derfor blot pege en enkelt transportform ud (f.eks. den mest energikrævende) og finde energiforbruget per emne i de tre alternative situationer.

Vi vælger at lade transportmediet være en varebil og transportafstanden er 100 km. Energiforbruget ved transport i en varebil er opgjort til $3,8 \text{ kWh/ton} \times \text{km}$.

ABS-plast: $3,8 \times 100 \times 0,0000212 \text{ kWh/emne} = 0,008056 \text{ kWh/emne}$

Sænksmedet jern: $3,8 \times 100 \times 0,0001575 \text{ kWh/emne} = 0,05985 \text{ kWh/emne}$

Presset jernpulver: $3,8 \times 100 \times 0,0001575 \text{ kWh/emne} = 0,05985 \text{ kWh/emne}$

Disse værdier ændrer ikke på rangfølgen i energiforbruget efter produktion.

Ser vi tilbage på transportenergibidragene af råvarerne før en produktion er disse stadig de samme per kg af ovennævnte materialer, men for sænksmedet jerns vedkommende er der tale om et yderligere bidrag i form af et større materialespild, som skal transporteres frem til produktionsstedet og yderligere transporteres væk som skrot. Dette ændrer heller ikke ved den energimæssige rangfølge.

Historien gentager sig når vi ser frem på forbrugsfasens afslutning, hvor materialet skal bortskaffes. Her ændres rangfølgen heller ikke ved transport.

Brug/forbrug

Energiforbruget i denne fase er ikke afhængigt af hvilket alternativ der vælges, såfremt levetiden for de tre alternativer er lige stor.

Problemstillingen her er kompleks, da man ikke kan opstille generelle

kriterier for kassation af materialet. Såfremt man kun ser på funktionsduelighedsperioden for materialet, kan udformningen af materialet formodentlig vælges så denne bliver ens for alle tre alternativer.

Ofte er det imidlertid udseendet, som bestemmer hvornår materialet kasseres. Her er det holdbarheden af de ydre overflader, der sætter grænsen eller også er det forbrugerens ønske om at udskifte materialet, så dette designmæssigt passer bedre ind i evt. nye rammer for anvendelsen. Vi er ikke her i stand til at drage nogle konklusioner, men må blot gøre opmærksom på at et øget forbrug af et af de tre alternativer naturligvis vil smitte af på energiforbruget, da dette afføder en merproduktion, distribution etc.

Bortskaffelse/genanvendelse

Energidifferencen ved direkte deponering på losseplads skyldes kun det omtalte transportenergibidrag.

Sendes materialerne til en forbrændingsanstalt er det kun ABS-plasten, som kan brænde og give et energibidrag til forbrændingsprocessen. Forbrændingsentalpien for ABS-plast er i Kindler og Nikles (1980), angivet til 37 MJ/kg eller 10,28 kWh/kg, hvilket jo så er en energigevinst.

Smedet stål eller stålpulver, som er sintret, kan genanvendes ved omsmeltnng. Fra Jepsen (1977) findes følgende tabel for fremstilling af 1000 kg råstål ved elektrostålprocessen på Det Danske Stålvalseværk, Kredsløbskrot, som er skrot fra stålværket, har i vi i denne forbindelse valgt at give det specifikke energiindhold 0 kWh/t, da det udgør et råmateriale, hvis specifikke energiindhold man allerede har taget højde for. Købsskrot er i denne forbindelse defineret som eksempelvis vort vandhanehåndtag og tillægges det specifikke energiindhold 440 kWh/t.

Tabel 8.15 Energiforbrug ved genanvendelse af stål. Jepsen (1977)

Energiindhold i råstål:

10 kg råjern á 7,0 kWh	=	70 kWh/t stål
716 kg købsskrot á 0,44 kWh	=	315 -
300 kg kredsløbsskrot á 0 kWh	=	0 -
31 kg brændt kalk á 2,5 kWh	=	78 -
11 kg koks á 7000 kcal/μ=0,8	=	112 -
6 kg elektrodekul á 7000 kcal/μ=0,98	=	50 -
Elektricitet: 500 kWh/μ=0,3	=	1667 -

$$e_{\text{råstål}} = 2292 \text{ kWh/t stål}$$

Man regner i ovenstående med at der er et smeltetab på 2,5 %. Ovenstående charge resulterer altså i 1000 kg råstål.

Vi kan altså beregne det energiindhold, som skal tilføres pulveremnet henholdsvis smedeemnet for at dette kan omsmeltes og genanvendes. Vægten af vort emne er stadigvæk 157,5 g og udgør købsskrot. Dette betyder, at $e_{\text{råstål, elektro}} = 0,5042 \text{ kWh/emne}$.

En opsummering af energiforbrug for de tre alternativer til og med bortskaffelses/genanvendelsesfasen giver følgende tal:

	<i>Produktion</i>	<i>Distribution</i>	<i>Bortskaffelse/genanvendelse</i>
ABS:	0,9556	+ 0,0081	- 0,2179 (afbrænd) + 0,9328 (nyt råmat.) <i>I alt: 1,6786 kWh/emne</i>
eller	0,5168	+ 0,0081	- 0,2179 (afbrænd) + 0,4940 (nyt råmat.) <i>I alt: 0,8010 kWh/emne</i>
Stål:	2,6615	+ 0,0599	+ 0,5042 (omsmeltn.) <i>I alt: 3,2256 kWh/emne</i>
Pulver:	1,2618	+ 0,0599	+ 0,5042 (omsmeltn.) <i>I alt: 1,8259 kWh/emne</i>

Alternativ 2) har desuden medført et materiale«spild» på 94,73 g/emne, hvilket jo også skal genanvendes (omsmeltes). Dette medfører et omsmeltningsbidrag på $94,73/157,5 \times 0,5042 = 0,3033$ kWh/emne. Alternativ 2) ender således på et energiforbrug på *I alt: 3,5289 kWh/emne*.

En andet og måske bedre regnestykke, som afslutter livscyklus for de tre alternativer i bortskaffelsen med afbrænding af ABS, samt sparet energi i form af tilgængeligt råmateriale ser således ud:

	<i>Produktion</i>	<i>Distribution</i>	<i>Bortskaff/genanvend.</i>
ABS	0,9556	+ 0,0081	- 0,2179 (afbrænd.) <i>I alt: 0,7458 kWh/emne</i>
eller	0,5168	+ 0,0081	- 0,2179 (afbrænd.) <i>I alt: 0,3070 kWh/emne</i>
Stål	2,6615	+ 0,0599	- 0,4895 (Forskel mellem gennemsnitligt energiindhold i råstål (5400 kWh/t) og råstål fra elektrostålproces incl. skrot (2292 kWh/ton) (Jepsen 1977)) <i>I alt: 2,2319 kWh/emne</i>
Pulver	1,2618	+ 0,0599	- 0,4895 (Forskel mellem gennemsnitligt energiindhold i råstål (5400 kWh/t) og råstål fra elektrostålproces incl. skrot (2292 kWh/ton) (Jepsen 1977), da vi ikke kan forvente fremstilling af svampjern ud fra skrot. <i>I alt: 0,8322 kWh/emne</i>

Materiale«spildet» under produktion af sænksmedeemnet kan jo også gen-anvendes som skrot, hvilket yderligere må betragtes som en energibesparelse. Materialespildet udgør per emne 94,73 g og svarer jvf. ovenstående tabel til et råmaterialeenergiindhold på $94,73/157,5 \times 0,4895 = 0,2944$ kWh/emne (sænksmedet).

Alternativ 2) ender altså på et slutenerginiveau på $I_{alt} 1,9375$ kWh/emne.

Der er altså flere muligheder at anskue energiregnskabet på. Den sidste måde at udregne totalenergien på er formodentlig den mest korrekte set ud fra et ressourcemæssigt synspunkt.

Det bedste valg blandt de opstillede alternativer, set ud fra et energimæssigt synspunkt, er ABS-plast især såfremt vi tager udgangspunkt i Kindler og Nikles (1980). Den store forskel mellem den skønnede værdi for ABS-plast og den opgivne værdi i Kindler og Nikles' artikel understreger, hvor væsentligt det er at kende forudsætningerne for sine energiberegninger. I det aktuelle tilfælde må vi dog pege på ABS-plast uanset hvilken metode af de nævnte der anvendes.

8.4.11 Forbrug af råmaterialer

I det følgende er forbruget af råmaterialer opgjort efter retningslinierne i afsnit 7.2, idet vandforbrug ved de tre cases dog ikke er beregnet.

Forchromet ABS-plast

ABS-plasten og bestandelene heri regnes for at komme fra olieprodukter og kategoriseres derfor som »ikke-fornyelige«, og da plasten i praksis ikke genanvendes er der også tale om en irreversibel udnyttelse. Kemikalierne er ikke vurderet. Metallerne er ikke-fornyelige ressourcer og de anvendes også irreversibelt. I tabel 8.17 er ressourceforbruget opdelt i de kategorier, der indgår i miljøprofilen

Pulverlakeret jernpulver

157,5 g jernpulver bestående af 98,4% jern, 0,8% grafit og 0,8% zinkstearat. 1,75 g pulverlak bestående af polyesterharpiks, epoxyharpiks m.v.

Jernpulveret fremstilles ud fra jernmalm, men kan genanvendes ved omsmeltning. Der er derfor tale om en ikke-fornyelig, men reversibelt udnyttet ressource. Zinkstearatet er en ikke fornyelig irreversibelt udnyttet ressource. Pulverlakkens indhold er fremstillet ud fra olieprodukter og bliver ikke genindvundet. Der er altså tale om ikke-fornyelige irreversibelt udnyttede ressourcer.

Forgylt stål

252 g stål, forskellige kemikalier, heraf 5,5 g metaller.

Stål er en ikke-fornyelig men reversibelt udnyttelig ressource. Kemikalierne er ikke vurderet. Metallerne er ikke-fornyelige ikke reversible.

Tabel 8.17 Ressourceforbrug i de tre cases. Enhed: gram

	ABS	Jern	Stål
Fornyelige	—	—	—
Ikke fornyelige – reversible	—	156,2	252,2
Ikke-fornyelige – irreversible	27,2	3,0	5,5

Sammenligning

Det ses af tabel 8.17, at valget af sintret jernpulver medfører det mindste forbrug af ikke-fornyelige irreversible ressourcer, når man betragter forbruget af råmaterialer.

8.4.1 Samlet vurdering af energi og ressourcer

Den samlede problematik på dette område indebærer – ligesom på miljø og arbejdsmiljøområdet – afvejning af forskellige størrelser.

Valg af ABS-plast vil betyde det mindste energiforbrug, men til gengæld større forbrug af ressourcer, der *destrueres* i bortskaffelsesfasen, end hvis man vælger jernpulver eller stål.

Hvis vurderingen af råmaterialeforbruget havde peget på det samme materiale som energivurderingen havde valget været let. Når det ikke er tilfældet må råmaterialeforbruget vurderes nøjere, idet denne vurdering er sket på et meget overordnet plan. Heri bør bl.a. indgå hvor meget af materialet, der rent faktisk recirkuleres, om der er tale om truede/knappe ressourcer osv.

8.5 Sammenligning og valg

Case-vurderingen ender altså i en situation, hvor arbejdsmiljø og miljø peger på et sintret jernpulver, der er pulverlakeret, som det bedste valg til håndtaget, mens energivurderingen peger på et håndtag i ABS-plast. Sådanne komplekse valgsituationer vil sandsynligvis være de hyppigst forekommende når det gælder industrielle materialer og produkter.

For at vælge én af de tre materialemuligheder under samtidig hensyntagen til miljø, arbejdsmiljø og energi kan der peges på to grundlæggende forskellige måder at gøre det på. Den første er at konstruere et vægtnings- og scoringssystem, som resulterer i et tal for hver mulighed. Den anden måde er at bruge »sund fornuft« og kvalitative kriterier. I begge situationer finder vi det imidlertid helt afgørende at sammenligningsgrundlaget fremlægges og at det valgte alternativ dokumenteres. Det vil sige de forskellige livscyklusvurderinger og påtegninger af kritiske elementer og forholdsregler.

Et vægtnings- og scoringssystem kan f.eks. laves ud fra de principper, som den amerikanske miljøstyrelse bruger (EPA, 1988). Det vil sige, at der opstilles en række kriterier inden for miljø, arbejdsmiljø og energi, som hver vægtes på en skala fra f.eks. 0 til 10. For hver materialemulighed vurderes så – igen på en skala fra 0 til 10 – i hvor høj grad den opfylder de opstillede kriterier. For hver materialemulighed multipliceres denne vægt med vægten af det pågældende kriterie og den samlede score er så summen af disse størrelser. Materialet med den største score »vinder«. Det skal understreges, at EPA kun bruger dette system til at udvælge et eller flere alternativer til nærmere undersøgelser.

Inden for dette projekts rammer vil vi ikke anbefale brug af sådanne systemer. Som tidligere fremhævet er risikoen, at man pakker valgsituationen ind i tal og scoringer og herved "glemmer" de subjektive valg, der ligger til grund for vægtningen af de enkelte kriterier.

En anden årsag til at pege på den "sunde fornuft" er, at i praksis vil det ikke udelukkende være hensyn til miljø, arbejdsmiljø og energi, der indgår som kriterier i valgsituationen. En lang række andre faktorer som f.eks. økonomi, teknik og kvalitet indgår også. Men netop derfor er det vigtigt, at beslutningsgrundlaget fremlægges og at den valgte løsning er dokumenteret med hensyn til miljø, arbejdsmiljø og energi på lige fod med de tekniske specifikationer. Herved er det også muligt at se, hvor der indgår kritiske elementer og hvor der peges på ønskelige ændringer eller forholdsregler. Det

betyder ideelt, at den valgte løsning ikke er et statisk valg, men at "miljødokumentationen" er med til at sætte udviklingsarbejde igang med henblik på at gøre løsningen mere miljøvenlig. Det kan være internt udviklingsarbejde i virksomheden eller det kan være udviklingsarbejde hos råvareproducenter.

9. Metodeopsamling og konklusioner fra case

I dette kapitel bliver arbejdet med vandhanecaset diskuteret med henblik på at uddybe perspektiver, som arbejdet har åbnet.

9.1. Livscyklusbeskrivelser

Ved udarbejdelsen af eksempelvis tre livscyklusbeskrivelser for tre alternative materialemuligheder er det væsentligt, at detaljeringsniveauet tilstræbes at være det samme. Det kan imidlertid være forbundet med nogen vanskelighed at indhente relevante informationer i samme omfang, på samme niveau i livscyklen for tre forskellige materialevalg. De bearbejdede case-stories i nærværende rapport er heller ikke frembragt efter en regelret model. Det viser sig nemlig at udarbejdelsen af en livscyklus for et givet materiale eller produkt er en *iterativ proces*. Man vender hele tiden tilbage til tidligere beskrevne forhold og forfiner beskrivelsen af dem efterhånden som behovet opstår.

Behovet for et øget detaljeringsniveau opstår i forbindelse med udarbejdelsen af miljø- og arbejdsmiljø profilerne. Her mangler man ofte nogle detaljer, som en konstruktør ikke normalt har adgang til og i øvrigt ikke i første omgang skønner relevante.

Denne iterative proces vil oftest resultere i, at livscyklusbeskrivelserne ikke får det samme detaljeringsniveau, specielt fordi de alternative materialer kan være mere eller mindre velkendte. Visse oplysninger kan henregnes som de rene selvfølgeligheder og medtages derfor kun flygtigt, mens andre oplysninger kun meget vanskeligt er tilgængelige og derfor ikke bliver fremskaffet. Tilbage er der de delvist svært/let tilgængelige oplysninger, som udarbejderens af livscyklusbeskrivelserne måske skønner er væsentlige og derfor fremskaffer på et overordentligt detaljeret niveau.

I arbejdet med vore cases har vi ikke haft *en* konkret produktionsvirksomhed at binde livscyklusbeskrivelserne op på. Dette har betydet, at der mange steder listes nogle muligheder for hvordan tingene *kunne* foregå i stedet for at fortælle hvordan man netop her ville gribe tingene an. Kender man en fabriks produktionsanlæg, maskinpark etc. vil man i den konkrete situation være i stand til at være mere specifik. Dette gælder i øvrigt også såfremt man påtænker bygning af nye anlæg (fabrikker) til produktion af et materiale/produkt, hvor man jo er underlagt virksomhedens strategi.

Der er altså – naturligt nok – nogle barrierer, som undervejs i arbejdet skal nedbrydes. Man kan ikke på forhånd opstille en liste over væsentlige/uvæsentlige oplysninger og må derfor selv gøre sig sine erfaringer. Samspillet mellem miljø/arbejdsmiljø eksperter og konstruktøren er særdeles inspirerende og hjælper til afdækning af mange »skjulte« informationer.

Målet er dog stadig at sikre den uniformitet, der er nødvendig, for at kunne differentiere mellem alternativerne. Man kan jo som bekendt ikke sammenligne æbler og pærer, *men man kan altså heller ikke altid sammenligne æbler indbyrdes, hvis man får at vide, at det ene er rødt og det andet er muggent*. De indbyggede informationer i livscyklusbeskrivelserne må med andre ord være *ligeværdige* på det tidspunkt, hvor sammenligningen skal forgå.

Den generaliserede metode til udarbejdelse af en livscyklusbeskrivelse,

som den foreligger i kapitel 4, er resultatet af erfaringerne med de omtalte case-stories. Det fremgår af denne metode, at reglerne holdes på et »hensigtserklæringsniveau«, ganske enkelt fordi variationerne er utallige. Man kan opremse en række *typer* af informationer, som bør medtages, hvilket sandsynligvis kan inspirere konstruktøren til selv at foreslå endnu flere.

9.2 Miljøvurdering

Ved afprøvningen af den foreslåede miljøvurderingsmetode er det først og fremmest datamangel, der springer i øjnene som et problem. Hele identifikationsmetoden, som konstruktøren selv bør kunne udføre, bygger på, at det er muligt at fremskaffe nogle velafgrænsede data, men i praksis viser det sig altså at være problematisk. Ekspertter kan bistå med »kvalificerede gæt« udfra fysisk kemiske data, QSAR-modeller eller analogibetragtninger med andre nært beslægtede stoffer. Dette skal imidlertid kun gøres med forsigtighed.

Identifikationen af miljøfarlige stoffer er kun et indledende trin, der kan vejlede konstruktøren uden, at han skal rulle hele farlighedsvurderingsapparatet ud. Metoden peger på stoffer, der umiddelbart kan være betænkelige at anvende. Hvis konstruktøren identificerer miljøfarlige stoffer i sit materiale eller produkt kan følgende handlemuligheder være aktuelle afhængigt af stoffets placering i livscyklus (f.eks. som en del af råmaterialet eller som et hjælpestof).

Konstruktøren vælger et andet materiale

Hvis det pågældende emne ligeså godt kan fremstilles af et andet materiale, hvori der ikke indgår miljøfarlige stoffer bør konstruktøren – alt andet lige – vælge dette materiale.

Konstruktøren udfører et andet design

Hvis den påtænkte produktudformning ikke kan opnås uden at benytte et materiale med miljøfarlige stoffer bør muligheden for et anderledes design overvejes.

Design med henblik på nulemission

Det kan vise sig at det pågældende emne ikke kan produceres uden brug af materialer med miljøfarlige stoffer. Konstruktøren bør derfor udforme emnet og gennemtænke livscyklus med henblik på at sikre nul-emission eller i det mindste emissioner uden effekter i miljøet. Det sidste kræver en risikovurdering

Substitution af farlige stoffer eller processer

Hvis miljøfarlige stoffer indgår som hjælpestoffer i en af processerne i livscyklus kan man substituere stoffet ved at finde et ikke-miljøfarligt, der kan udføre den tilsvarende funktion, eller ændre processen så det miljøfarlige stof ikke er nødvendigt.

I det aktuelle case kan man pege på at ståleksemplet ville kunne fravælges på baggrund af den indledende identifikation, idet ikke mindre end 9 ud af 11 undersøgte stoffer klassificeres som miljøfarlige.

Brugen af andet trin i miljøvurderingen – opstilling af miljøprofilen – vil en *dialog* med miljøeksperter om, hvordan de forskellige data skal fremskaffes og hvordan man vurderer disse være værdifuld.

Et af de mest diskuterede emner i forbindelse med livscyklusanalyser er karakteren og kvaliteten af data. Skal man bruge kvalitative eller kvantitative data? Kan man stole på kvantitative data? Arbejdet med vandhanecaset viser, at det kun sjældent vil være muligt at fremskaffe tilstrækkeligt med *kvantitative* data til at kunne basere hele analysen og dermed konstruktionsarbejdet på, og at pålideligheden af kvantitativt baserede værktøjer derfor kan diskuteres. Det er under alle omstændigheder vigtigt, at livscyklusvurderingen bliver holdt på et overskueligt plan, hvor man hele tiden kan se hvilke kriterier og antagelser, der ligger til grund for resultaterne, hvad enten de er kvalitative og baseret på specialviden (eller bare sund fornuft) eller kvantitative og baseret på mere eller mindre forældede undersøgelser.

Den foreslåede metode er i vid udstrækning en *metodeskitse*, som skal videre udvikles, og der gemmer sig stadig mange uafklarede spørgsmål i forbindelse med den. Her skal nævnes et par væsentlige:

At vurdere emissioner over livscyklus efter farlighedsvurderingsprincippet viste sig at være en brugbar metode. Dog står en vurdering af de emitterede *mængder* svagt i billedet, idet det ikke direkte indgår i metoden. Det skal yderligere vurderes om det er muligt at forsimple og forbedre farligheds- vurderingerne, f.eks. ved at indføre en form for gennemsnits-scenarier for luft og spildevandsudledninger i stedet for Mackays model.

Endelig skal forslaget til hvordan man opgør bidrag til de »store« miljø-problemer kun opfattes som en skitse. Metoden bør systematiseres mere og revideres i takt med, at der fremkommer ny viden. Bl.a. bør det diskuteres om emissionerne fra energiforbruget bør beregnes ud fra en hvad en kilowatttime i gennemsnit forurener i Danmark, svarende til at man ikke regner tilbage til den primære energikilde, der jo kan variere med tiden.

Endelig har miljøvurderingerne understreget behovet for at livscyklus er *nøje* fastlagt inden vurderingerne begynder.

9.3 Arbejdsmiljøvurdering

I kapitel 6 blev der peget på det hensigtsmæssige i at inddele de registrerede stoffer og materialer på hvert procestrin i råmaterialer, tilsætningsstoffer, hjælpestoffer, funktionsbiprodukter og forureninger. Denne systematik er imidlertid af forskellige årsager stort set ikke benyttet i behandlingen af case'et. Pointen i at bruge den er bl.a. en formodning om, at den kan kobles til forskellige substitutionsnivauer – og dermed handlemuligheder – af stigende »sværhedsgrad«.

Niveau 1: Substitution af hjælpestoffer.

Det drejer sig om stoffer, der anvendes i materialets fremstillingsprocesser og ved senere bearbejdningsprocesser. Et eksempel er brugen af kølesmøremidler ved bearbejdning af stålvandhanegrebet. Her er det muligt at vælge typer, som ikke indebærer risiko for hudkræft – eksempelvis sæbevand.

Niveau 2: Substitution af tilsætningsstoffer.

Her er der tale om stoffer, som tilsættes materialet for at opnå ønskede egenskaber. I princippet må disse ønskede egenskaber kunne opnås ved hjælp af forskellige stoffer.

Niveau 3: Substitution af råmaterialer.

Dette niveau svarer til, at Höganäs f.eks. »valgte« en jernmalm, som ikke

indeholdt bly (hvis det overhovedet er muligt) eller at Stålvalseværket kun brugte meget rent skrot.

De forskellige niveauer knytter sig også til forskellige aktører. Det første niveau knytter sig til alle enheder i livscyklusforløbet, mens niveau 2 og 3 hovedsagelig angår råvareproducenter.

Bortskaffelsesfasen står lidt svagt i arbejdsmiljøvurderingen undtaget i stål-eksemplet, hvor bortskaffelsen samtidig er fremstilling af nye råmaterialer. De relativt store arbejdsmiljøproblemer på Stålvalseværket understreger, at det især er i genanvendelsessituationer, det er vigtigt at være opmærksom på arbejdsmiljøet. Det gælder både genanvendelse af produkter og materialer og »intern« genanvendelse, f.eks. recirkulering af procesvand. Derfor bør der arbejdes videre med at sikre, at bortskaffelsessituationen fanges tilstrækkelig detaljeret til at arbejdsmiljøet kan vurderes.

Generelt må det formodes, at der vil være flest data om den fremstillingsproces, som en konstruktør er tilknyttet på en bestemt virksomhed. De led, der ligger før – råvareproducenter – og de led, der ligger efter – brug og bortskaffelse – vil ofte være vanskeligere at få detaljerede oplysninger om. I sådanne situationer må det være et mindstekrav, at der i arbejdsmiljødokumentationen gøres rede for forskellene i datamateriale.

9.4 Energivurdering

Som tidligere nævnt udgør energiindholdet i materialerne over 75% af den samlede energimængde ved fremstilling af et produkt. I forbindelse med casearbejdet var de første intentioner, at man måtte koncentrere sig om de indgående materials energiindhold i håb om at kapløbet endte med en »klar vinder«.

Imidlertid har arbejdet med de tre alternative materialer undervejs resulteret i flere versioner af energiregnestykket. Hvilket kildemateriale er det mest pålidelige? Hvor og hvordan afslutter man sin summation/subtraktion af energibidrag? Indtil bortskaffelsesfasen tydede alt på at ABS-plast var det energimæssigt bedste alternativ sammenlignet med sintret jernpulver og sænksmedet stål. Anskuer man imidlertid livscyklus på den måde, at de genanvendte materialer giver anledning til en *sparet energimængde* i den efterfølgende anvendelsessituation og det afbrændte materiale (ABS-plast) giver et energibidrag til forbrændingsprocessen, samt at vi vælger at regne med den skønnede energiværdi for ABS-plast, ender det sintrede jernpulver på førstepladsen.

Alle disse betragtninger understreger behovet for at konstruktion i fremtiden bør konverteres til *livscykluskonstruktion*. Samtidig bekræftes rigtigheden af at den energimængde, som er bundet i råmaterialerne, udgør det væsentligste bidrag til det samlede energiforbrug. Diskussionerne og afvejningerne af, hvad der er den rigtige fremgangsmåde, er en *central del* af hele vurderingsarbejdet.

På baggrund af arbejdet med de tre cases lægger vor metode ikke op til at man under energivurderingen skal medtage hjælpestoffer, opvarmning af lokaler, lys, drift af administration samt øvrige forhold, der ikke har direkte tilknytning til materialevalget.

Afhængigt af den aktuelle situation, kan hjælpestofferne dog spille en væsentlig rolle. Eksempelvis bliver postevand ikke altid regnet med som et råmateriale. Har man for et af de opstillede alternativer et kæmpemæssigt vandforbrug, hvor vandet måske oven i købet er opvarmet, bør dette

medregnes, såfremt de øvrige forslag til et materialevalg ikke indebærer et forbrug i samme størrelsesorden.

9.5 Følsomhed og detaljeringsniveau

Vandhanehåndtagscaset illustrerer på udmærket vis at livscyklusvurderinger hurtigt bliver både meget omfattende og meget uoverskuelige.

Det er derfor vigtigt, at man, inden man går i gang med miljø-, arbejds- miljø- og energi/ressourcevurderinger af materialer i deres livscyklus, fastlægger sit detaljeringsniveau og afgrænser og definerer sin livscyklus, og at man undervejs vurderer om de forhold, man underkaster en vurdering, overhovedet har nogen betydning (følsomhed). Livscyklusanalysen vil på denne måde blive en iterativ proces, hvor man kan gå tilbage og skære uvæsentlige dele væk.

10. Dialogen mellem konstruktør og specialist

Dette afsnit er produceret af en konstruktør med stor erfaring indenfor sit felt. Afsnittet er skrevet, uden at konstruktøren i øvrigt er informeret konkret om de værktøjer projektet ender op med.

Produktudvikling og konstruktion af et produkt tager udgangspunkt i en grundspecifikation for udviklingsopgaven. Grundspecifikationen er en del af udviklingsopgaven og bør udarbejdes af udviklingsafdelingen i samarbejde med firmaets ledelse, salgsafdeling, marketingafdeling, serviceafdeling og produktionsafdeling. Grundspecifikationen bør derfor afspejle firmaets overordnede målsætning, herunder engagementet i miljø og arbejdsmiljø ud over de rene lovkrav, markedets muligheder og forventninger samt produktionens muligheder og begrænsninger. Grundspecifikationen er den facitliste, som konstruktøren hele tiden skal afveje sine forslag og valg med.

Det skal nævnes, at hvis markedet ikke ønsker eller ikke reagerer positivt på minimal miljøbelastning, vil dette krav ikke naturligt komme med i grundspecifikationen, med mindre firmaet i sin overordnede målsætning og imageprofil har valgt at satse på minimal miljøbelastning. I konstruktions-situationen opererer konstruktøren med et overordnet mål, nemlig at udforme et eller andet til at udføre en funktion. Under dette hovedmål ligger en række delmål, som f.eks. lav fremstillingspris, lang levetid, stor pålidelighed og måske, som noget nyt, lav miljøbelastning. Tilsammen afgrænser disse mål de områder, som konstruktøren kan arbejde indenfor, og afspejler de forventninger, som virksomheden har til produktet.

De værktøjer, som udviklingsafdelingen og konstruktøren i dag sædvanligvis har til rådighed til udarbejdelse af de tekniske data i grundspecifikationen og til konstruktionsarbejdet i form af materialeoplysninger, procesoplysninger m.v., er af teknisk økonomisk art og uden information om miljø. Salgsmateriale fra diverse leverandører af f.eks. plast og metal indeholder ligeledes sjældent oplysninger om energiindhold i råvaren, genanvendelsesomkostninger, nedbrydelighed osv. Dog er der som regel udførlige forskrifter på forarbejdningsmetoder og data for de forskellige bearbejdningsprocesser og dermed indirekte information om energiforbrug ved forarbejdning. Virksomhedens egne produktionsafdelinger har normalt heller ikke overblik over de forskellige processers egenskaber med hensyn til resourceoptimal produktion. Med andre ord har konstruktøren i dag ikke mange muligheder for at agere miljøbevidst, fordi videngrundlaget er utilgængeligt og utilstrækkeligt. Det er for mange konstruktører også temmelig uklart, hvordan man formulerer en miljøspecifikation og bringer den til udførelse.

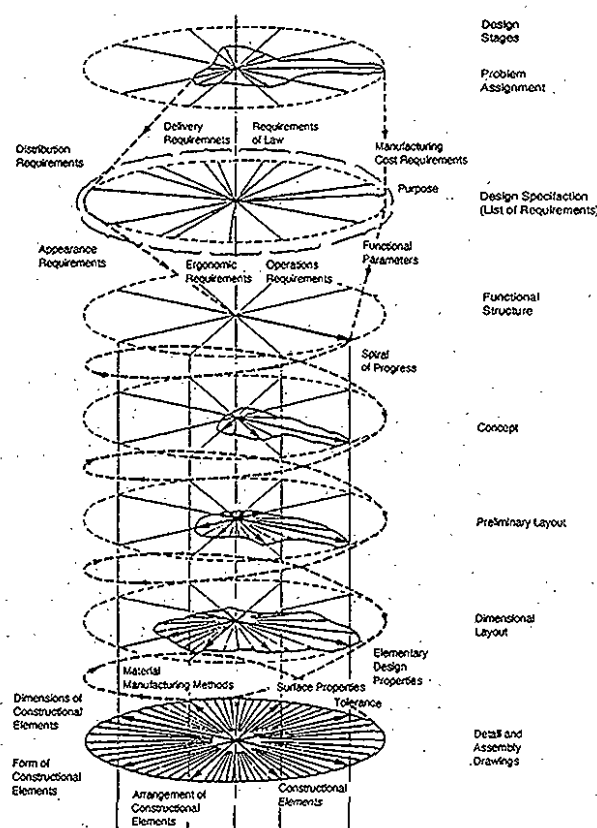
Alle kender arbejdsmiljøspecifikationer i form af grænseværdier og forbud. De fleste er også opmærksomme på direkte resourcespild, som unødigt vand- og energiforbrug, men det er overskuelige problemstillinger. En sammensat problemstilling, som optimal materialeanvendelse under hensyntagen til omkostninger og miljøbelastning ved fremstilling, brug, bortskaffelse, genanvendelse og destruktion, er helt uoverskuelig for de fleste konstruktører, hvis miljøspecifikationen ikke er detaljeret med tal og krav, som på arbejdsmiljøområdet.

Et forslag til en miljøspecifikation kunne være:

- 90% af materialerne, incl. transportemballage, i konstruktionen skal kunne genanvendes.
- materialerne skal kunne separeres
- energiforbrug til fremstilling af råvare, forarbejdning og genanvendelse skal være mindst muligt.
- ?
- ?

Produktudvikling opfattes meget ofte af managementsystemer og undervisningsinstitutioner som en proces, hvor det er muligt at opdele udviklingsforløbet i faser, som hver afsluttes med entydige konklusioner og beslutninger. Disse beslutninger er så adgangstegn til at starte på den efterfølgende fase. Konstruktørens behov for ekspertviden og specialister kan derfor indkredses til bestemte faser i udviklingsforløbet, hvor der træffes beslutninger, som involverer materialevalg og procesvalg. Denne model er meget ofte i litteraturen beskrevet som en spiral eller spiraltrappe, hvor man trin for trin bevæger sig ned af spiraltrappen med veldefinerede opgaver, for til sidst at nå målet. Teorien er visualiseret i figur 10.1.

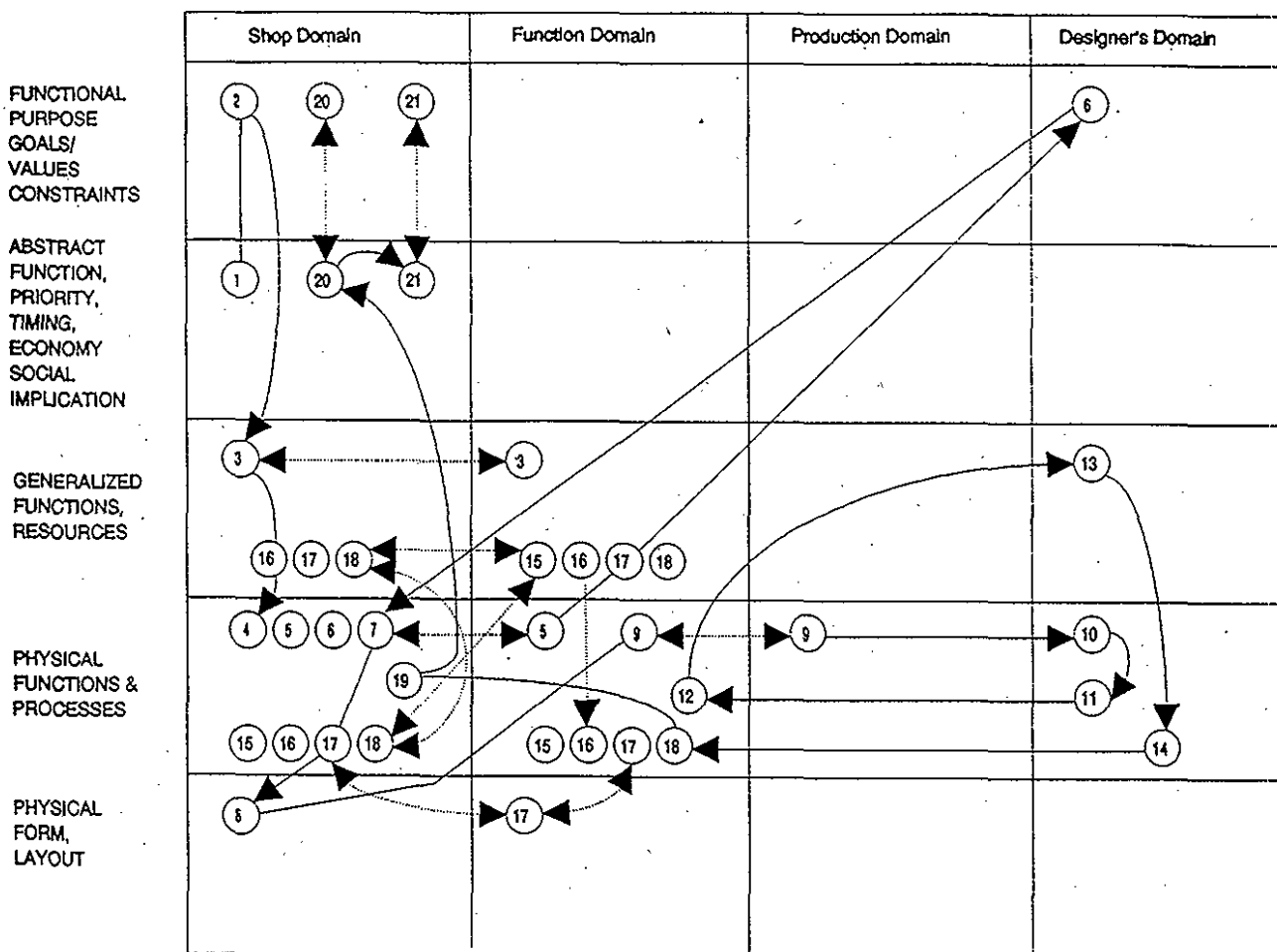
I virkeligheden går de fleste konstruktører op og ned af spiraltrappen mange gange. Mange beslutninger i udviklingsforløbet griber ind i salg, marketing og produktion. De skal derfor vurderes og afstemmes hele tiden. Som eksempel kan tages figur 10.2, som er en analyse på udviklingsforløbet af et måleapparat til længdemåling af stofruller. Analysen er foretaget af J. Rasmussen, DTH som illustration til et conferenceindlæg. Det fremgår af figuren, hvor numrene er tidsrækkefølgen, at forløbet er iterativt. Den iterative proces kræver, at konstruktøren har let adgang i hele konstruktionsforløbet også i specifikationsfasen til værktøjer, som bekvemt kan hjælpe med at vurdere miljøkonsekvenserne af eventuelle beslutninger.



Figur 10.1
Spiraltrappeteorien for
konstruktionsarbejde.
Fra (Hupka, 1980)

Figur 10.2

Analyse af et konkret
udviklingsforløb.
(Rasmussen, 1988).



Værktøjerne, som konstruktøren først og fremmest har brug for, er materiale- og procesdata, der angiver miljøegenskaber objektivt i tekniske enheder som f.eks. energiforbrug til genanvendelse og energiforbrug til førstegangsframstilling. Konstruktøren har også brug for informationer i ikke tekniske enheder, relative bedømmelser mellem forskellige materials egenskaber og beskrivelser af hvordan materialestrømmene fungerer fra råvareframstilling over brug til destruktion eller genanvendelse. I første omgang er det derfor baggrundsviden og materialspecifikationer om miljøegenskaber, som konstruktøren har brug for. Men i sammensatte og komplekse situationer, hvor mange faktorer spiller ind, slår materialspecifikationer ikke til. Det gælder for eksempel også i dag ved noget så standardiseret som dimensionering af kuglelejer. De fleste konstruktører henvender sig til en ekspert, ofte en lejeleverandør, for at få dimensioneret lejet, når situationen er uoverskuelig. Det samme gør sig gældende ved »dimensionering« af miljøbelastning. Konstruktøren vil henvende sig til en miljøekspert for at få råd og vejledning til at træffe den rigtige beslutning.

11. Livscyklusomkostninger

Når man i en industriel produktion taler om et materiales/produkts kostpris, er denne i dag udelukkende sammenstukket af udviklingsomkostninger, design og konstruktionsomkostninger, direkte produktionsomkostninger samt et kalkuleret overhead. Når materialet/produktet har forladt virksomheden, og denne har fået sine penge, hæfter man ikke længere for de videre økonomiske konsekvenser materialet/produktet måtte give anledning til, medmindre der er tale om reklamationer over dets performance, eller man har overtrådt lovbundne krav.

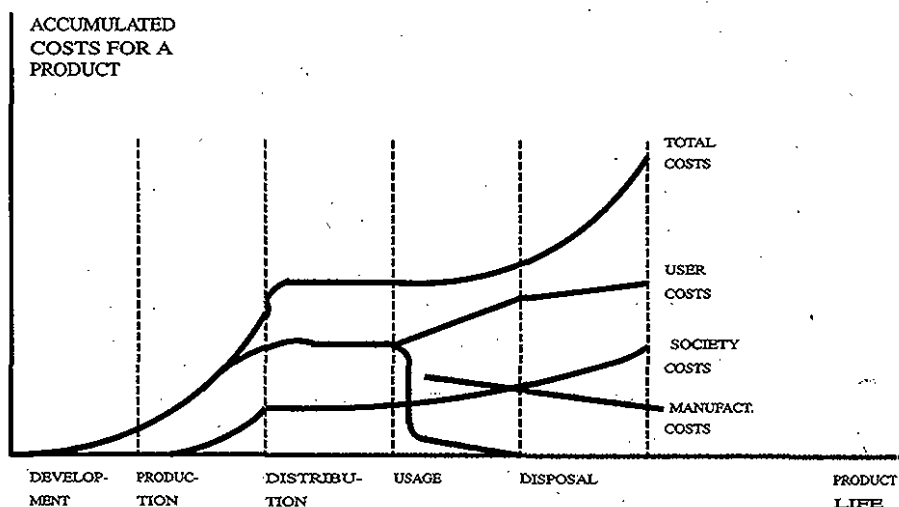
Omkostninger, som er relateret til brugssituationen, bortskaffelses- eller genanvendelsessituationen, tages der i dag ikke højde for, når man beslutter og efterfølgende tilrettelægger sin produktion. Modeller, som kan beskrive omkostningsniveauet relateret de forskellige livscyklusfaser, vil være stærkt forbundet med modellerne for livscykluskonstruktion i øvrigt. Bliver man i stand til at kalkulere omkostningerne i de enkelte livscyklusfaser for et materiale/produkt, får man pludselig en dimension yderligere til rådighed ved afvejningen af alternative løsninger.

Fordelingen af de samlede livscyklusomkostninger mellem producent, forbruger og samfundet i øvrigt er tildels politisk bestemt omend den varierer mellem de forskellige brancher. Figur 11.1 er en skitse hentet fra Alting, 1990 »Lifecycle design of products, a new opportunity/challenge for manufacturing enterprises«, og illustrerer groft, hvorledes omkostningerne er fordelt mellem producent, forbruger og samfundet i øvrigt. Figur 11.2 giver et billede af de akkumulerede livscyklusomkostninger, som er forbundet med et materiales/produkts flow gennem samfundet. Skitserne tjener kun til en kvalitativ illustration og kan meget vel se anderledes ud samt variere fra produkt til produkt.

Figur 11.1
Fra (Alting, 1990)

LIFE CYCLE PHASE	COMPANY COST	USER COST	SOCIETY COST
NEED	Market recognition		
DESIGN	Development		
PRODUCTION	Materials, energy, facilities, wages, salaries, etc.		Waste, pollution, health damages.
DISTRIBUTION	Transportation, storage, waste.	Transportation, storage.	Waste, pollution, packings, health damages.
USAGE	Warranty service	Energy, materials, maintenance	Waste, pollution, health damages.
DISPOSAL		Disposal dues	Waste handling, disposal, health damages, pollution
RECYCLING		Recycling dues	Waste, pollution, health damages.

Figur 11.2
Fra (Alting, 1990)



Accumulated lifestyle costs in principle. May vary considerably from product to product.

Til sidst skal vi som eksempel på omkostningsniveauet for bortskaffelse af PVC ved forbrænding citere en artikel fra I/S Amagerforbrænding (1991):

PVC – en dyr spøg

Affald i form af PVC har været genstand for megen debat – ikke mindst i miljømæssig sammenhæng.

Men også økonomien bør overvejes, viser nye beregninger fra I/S Amagerforbrænding. Det er nemlig en dyr spøg at rense røgen fra forbrænding af PVC. Ekstraomkostningerne beløber sig til 516 kr. per ton PVC.

Et ton PVC danner ved forbrænding 584 kg HCl, som neutraliseres ved anvendelse af 448 kg CaO. Herved dannes 1176 kg $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, som følges af 296 kg overskudskalk og 368 kg vand til befugtning – alt i alt giver et ton PVC således 1840 kg restprodukt til deponering.

Transport og deponering af dette restprodukt beløber sig til 405 kr for 1840 kg. Hertil kommer en udgift på 579 kr til kalk. Alt i alt en samlet udgift på 984 kr for behandling af et ton PVC. (Her er tale om nettopriser, excl. affaldsafgift og faste udgifter).

Til gengæld giver forbrændingen af PVC indtægter på energisiden. Et ton PVC giver 1 MWh elektricitet til salg og 2,58 MWh varme. Alt i alt en indtægt på 468 kr og et endeligt facit, som gør det meget relevant, at sikre sig at mest muligt PVC går den rigtige vej igennem affaldsbehandlings-systemet.

Udgifter ved behandling af et ton PVC	984 kr
Indtægter fra varme/el	468 kr
Direkte ekstraomkostninger per ton	516 kr

Referencer

- Alting, L. (1990).* Lifecycle Design of Products, A New Opportunity/Challenge for Manufacturing Enterprises. Procesteknisk Institut, DTH.
- Andersen, I. (red) (1984).* Basisbog i arbejdsmedicin. Del I-III. Arbejdstilsynet, København.
- Andersen, K.O. (1980).* Metallurgi for ingeniører. 4. udgave Akademisk Forlag, 1980.
- Andersen, S (1979).* Det akkumulerede energiforbrug til fremstilling af byggematerialer. Instituttet for husbygning, Rapport nr. 134. DTH.
- Amagerforbrænding (1991).* Nyhedsbrev om afbrænding af PVC.
- Arbejdstilsynet (1990).* Nerveskadende stoffer i arbejdsmiljøet – en kortlægning. Rapport nr. 13.
- Barrow, M.G. (1990).* Bioconcentration. Environmental Science and Technology. 24 vol 11 p 1612-18.
- Bro-Rasmussen, F. (1988).* Hazard and risk assessment and acceptability of chemicals in the environment. Risk assessment of chemicals in the environment, chpt 24, p 437 – 450. Royal society of chemistry.
- Brundtlandkommisionen (1987).* Vor fælles fremtid. Rapport om Miljø og Udvikling.
- BUS (1984).* Ökobilanzen von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz, nr 24. Bundesamt für Umweltschutz, Bern.
- Christiansen, K., Grove, A., Hansen, L.E., Hoffmann, L., Jensen, A.A., Pommer, K. & Schmidt, A. (1990).* Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer. Miljøprojekt nr 131. Miljøstyrelsen.
- Christiansen, K. (1991).* Miljøprofil af produkter. Arbejdsnotat januar 1991. Tværfagligt Center, DTH.
- Clayton, G.D. & F.E. Clayton (eds.). Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 3rd revised ed. Vol. I-III. Wiley and Sons, New York 1978-1982.*
- Damborg, A. (1990).* VKI. Generelle økotoxikologiske acceptkriterier. Indlæg ved ATV-møde 20.9.1990.
- Damborg, A. (1991a).* Fordeling af kemiske stoffer i miljøet. Rapport fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV til Laboratoriet for Økologi og Miljølære, DTH som en del af MMA-projektet.

Damborg, A. (1991b). Nedbrydning af faste materialer i miljøet. Rapport fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV til Laboratoriet for Økologi og Miljølære, DTH som en del af MMA-projektet.

Damborg, A. (1991c). Farlighedsvurdering og risikovurdering af faste materialer. Rapport fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV til Laboratoriet for Økologi og Miljølære, DTH som en del af MMA-projektet.

EF (1990). The new labelling guide. 12. tilpasning til kemikaliedirektivet af 10/12 1990.

EPA (1988): Waste Minimization Opportunity Assessment Manual. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati.

EMPA (1991). Wertstoff-Reintegration und Ökobilanzierung. Schweizisk forslag til forskningsprogram.

Fenger, J., Fenham, J., Kilde, N. (1990), Danish Budget for Greenhouse Gases. Nord 1990:97. Nordisk Ministerråd.

Guinée, J. (1991). Personlig kommunikation ved besøg på Centre for Environmental Studies – CML, Leiden University, Holland, d. 27.2.91.

Guinée, J.B., Udo de Haes, H.A. & Huppes, G. (1991). Environmental Analysis and Evaluation of Products. Manuscript for Ambio. Udleveret ved besøg på CML, Leiden.

Gustafsson, L. & Ljung, E. (1990). Substances and Preparations Dangerous for the Environment. A System for Classification, Labelling and Safety Data Sheets. Miljørapport 1990:10:E. Nordisk Ministerråd.

Gydesen, A., Maimann, D., Pedersen, P.B., Hansen, M.K., Bruhn, B., Bidstrup, C. (1990). Renere Teknologi på energiområdet. Udarbejdet af Energigruppen på Fysisk Laboratorium III, DTH. Miljøprojekt nr 138, Miljøstyrelsen.

Hansson, O. & E. Hellsten (1982). Arbejdsmiljø fra A til Ø. Fremad, København.

Holse, D. (1990). Personlig kommunikation med Ditte Holse, Miljøstyrelsens Bibliotek.

Hupka, V. (1980). Principles of engineering design.

Huppmann, W.J. & Dalal, K. (1986). Metallographic Atlas of Powder Metallurgy.

IARC (1987). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Supplement 7. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

Jepsen, E.L. (1977). Fremstillingsprocessernes Energi- og materialemæssige forhold. AMT-Publikation nr. AP. 77.02-A. 1977, DTH.

Jepsen, E.L. (1978). Valg af industrielle fremstillingsmetoder. AMT-Publikation nr. AP. 78:41-B. DTH.

Kindler (1980) & Nikles, A. (1980). Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen, Kunststoffe 70 (1980) 12.

Kirk Othmer (1978). »Encyclopedia of chemical technology« vol. 1, 1978, Wiley-Interscience.

Kristensen, P. & Tyle, H. (1990). Assessment of bioaccumulation. Prepared for International Workshop on Contributions to the Assessment of bioaccumulation of Organic Chemical in Aquatic Organisms, Berlin 7.12.1990.

Landner, L. (1987). Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande bedömning- »Esther«. Naturvårdsverket, Sverige.

Langaa Jensen, P. & Broberg, O. (1986). »Helhedsorienteret undersøgelse« i T. Schneider (red.), Basisbog i teknisk arbejdshygiejne. Arbejdsmiljøinstituttet, København.

Løkke, H. (1989). Introduktion til økotoxikologi. Indlæg på ATV-møde nr 22, d. 20.9.1989.

Løkke, H. (1991). Personlig kommunikation med Hans Løkke, DMU. Afd. for Terrestisk Økologi.

Mekel, O.C.L. & Huppel, G. (1990). Environmental effects of different package systems for fresh milks. CML, Leiden University, The Netherlands.

Midtgaard, U. & Wilhardt, P. (1991). Arbejdsmiljøvurdering af materialer i deres livscyklus. Rapport fra Arbejdsmiljøinstituttet til Institut for Arbejdsmiljø, DTH som en del af MMA-projektet.

Møller, P (1981). Metallisk coating af plast ad elektrolytisk og kemisk vej. AMT-Publikation nr. AP 81.57-A, DTH.

Nijs, A.C.M.de, Knoop, J.M. & Vermeire, T.G. (1988). Risk Assessment of New Chemical Substances. System Realisation and Validation. Report nr. 718703001. RIVM, Bilthoven.

NIOSH (Jan. 1990). Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. National Institute of Occupational Safety and Health, Cincinnati.

Ottosen, L. (1987). Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer. Miljøprojekt nr 87, Miljøstyrelsen.

Pedersen, B. (1991). Bæredygtig teknologi og økologiske regnskaber. Tværfagligt Center, DTH.

Petersen, G. & Damborg, A. (1991). Akvatiske effekter af faste materialer. Rapport fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV til Laboratoriet for Økologi og Miljølære, DTH som en del af MMA-projektet.

Ryan, J. (1986). The Land Treatability of Appendix VIII Organics Presented in Petroleum Industry Waste. I: Loehr, R.C. & Malina, J.F. (eds). Land Treatment. A Hazardous Waste Management Alternative. Water Resources Symposium No. 13, University of Texas, USA.

Sax, N. & R.J. Lewis (1989). Dangerous Properties of Industrial Materials. 7th ed. Vol. I-III. Van Nostrand, New York.

Schmidt, A., Christiansen, K., Jensen, A.A., Nielsen, K., Lange, M., Andersen, O., Grandjean, P., Rasmussen, B., Sørkjær, O. & Løkkegaard, K. (1990). Integreret miljø- og arbejdsmiljøvurdering af nye materialer. Forprojekt under det Materiale Teknologiske Udviklingsprogram. Dansk Teknologisk Institut. Miljøteknik.

Seedorff, L. (1988). Substitution. Arbejdsmiljøfondet, København.

SETAC (1991). A Technical Framework for Life-cycle Assessment. Workshop-report. Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

Skaarup, K. (1978). Indledende polymerkemi og -teknologi. Danmarks IngeniY. H. Wang and C. C. Wan: »The Kinetics of PdCl₂/SnCl₂ Activating Solutions for Electroless Plating«. Plating and Surface Finishing, august 1982.

HÖGANÄS: »Höganäs iron and steel powders for sintered components«. 1990.

Ernst Geijer, Per Arbstedt, Per Lindskog - Höganäs: »Modern developments in iron powder production processes.« 1983.

»Handbook of Chemistry and Physics« 55 th edition, Chemical Rubber Company.

REGISTRERINGSBLAD

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 204

Udgivelsesår: 1992

Titel:

Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer

Undertitel:

Metode til livscyklusvurdering

Forfatter(e):

Jensen, Allan Herrstedt; Winge, Ulrik; Broberg, Ole

Udførende institution(er):

Danmarks Tekniske Højskole. Instituttet for Produktudvikling;
Danmarks Tekniske Højskole. Laboratoriet for Økologi og
Miljølære; Danmarks Tekniske Højskole. Institut for
Arbejdsmiljø

Resumé:

Rapporten omfatter udviklingen af en metode til miljø-, arbejdsmiljø- og energivurdering af materialer i deres livscyklus. Miljø- og arbejdsmiljøvurderingen giver en identifikation af farlige stoffer og beskriver specifikt problemerne for det eksterne og det interne miljø. Energivurderingen tager udgangspunkt i forskellene mellem det totale energiforbrug i produkternes livscyklus. Metoden hjælper produktudvikleren til at tage hensyn til miljø og arbejdsmiljø ved valget af materialer.

Emneord:

livscyklusvurdering; metodik; farlige stoffer; materialer; arbejdsmiljø; økonomi; plast; stål; overfladebehandling; produkter; udvikling

ISBN: 87-503-9814-8

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. moms): 128 kr.

Format: A4

Sideantal: 160

Md./år for redaktionens afslutning: april 1992

Oplag: 1000

Andre oplysninger:

Tryk: Scantryk, København

Trykt på 100% genbrugspapir Cyclus

Miljøprojekt

- Nr. 148: Storskraldsordninger med genanvendelse
- Nr. 149: Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne
- Nr. 150: Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151: Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152: Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153: Danmarks udledning af industrielt spildevand
- Nr. 154: Miljømærkning af produkter
- Nr. 155: Spredning af forurening i moræner
- Nr. 156: Drikkevandskvalitet i Danmark
- Nr. 157: Anvendelse af nedknust beton i ny beton
- Nr. 158: Bortskaffelse af havneslam
- Nr. 159: Miljøvenlig affedtning i jernindustrien
- Nr. 160: Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 2
- Nr. 161: Arbejdsmiljøforhold ved genanvendelse af affald
- Nr. 162: Renere teknologi i eksisterende galvanovirksomheder
- Nr. 163: Forurening fra pelsdyrfarme
- Nr. 164: Deltagelse i kildesortering af husholdningsaffald
- Nr. 165: Luftforurening fra individuel og kollektiv trafik
- Nr. 166: Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 167: Renere teknologi i mejeribranchen
- Nr. 168: Miljømæssig vurdering af mælkeemballage
- Nr. 169: Renere teknologi i den grafiske branche
- Nr. 170: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1987 - 1989
- Nr. 171: Design af affaldsbeholdere
- Nr. 172: Økonomi i genanvendelse og affaldsbehandling
- Nr. 173: Fyring med halm - en metode til renere forbrænding
- Nr. 174: Spredningsudstyr til optimal udnyttelse af gylle
- Nr. 175: Affald i Danmark - teknisk rapport
- Nr. 176: Opløsningsmiddelfattige serigrafifarver
- Nr. 177: Demonstrationsprojekt "Selektiv nedrivning"
- Nr. 178: Farveseparering af skår
- Nr. 179: Eco-labelling of Paper Products
- Nr. 180: Renere teknologi - bygge- og anlægsaffald
- Nr. 181: Beton med nedknust tegl som tilslag
- Nr. 182: Model til risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 183: Eksempler på risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 184: Danske sure og forsuringstruede søer
- Nr. 185: Jernudvaskning fra dræned pyritholdige arealer
- Nr. 186: Kommunale affaldsplaner
- Nr. 187: Planteplankton - metoder
- Nr. 188: Økotoxikologisk vurdering af industrispildevand
- Nr. 189: Renere teknologi ved fremstilling af støberikærner
- Nr. 190: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1990
- Nr. 191: Renere teknologi i jern- og metalstøberier
- Nr. 192: Dimensionering af grødefyldte bassiner til okkerrensning
- Nr. 193: Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 2
- Nr. 194: Kildesortering i Kolding kommune
- Nr. 195: Lokal-kompostering i tæt, lav bebyggelse
- Nr. 196: Substitution af kviksølv i produkter
- Nr. 197: Grønne indkøb i amter og kommuner
- Nr. 198: Kommunale affaldsregulativer
- Nr. 199: Vegetabiliske olier - holdninger i grafisk branche
- Nr. 200: Vandfugle og søers miljøtilstand
- Nr. 201: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1991
- Nr. 202: Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner
- Nr. 203: Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagge
- Nr. 204: Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer

Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer

Rapporten omfatter udviklingen af en metode til miljø-, arbejds- miljø- og energivurdering af materialer i deres livscyklus. Miljø- og arbejdsmiljøvurderingen giver en identifikation af farlige stoffer og beskriver specifikt problemerne for det eksterne og det interne miljø.

Energivurderingen tager udgangspunkt i forskellene mellem det totale energiforbrug i produkternes livscyklus. Metoden hjælper produktudvikleren til at tage hensyn til miljø og arbejdsmiljø ved valget af materialer.

Pris kr. 128,- inkl. 25% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-503-9814-8

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 31 57 83 10