

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen

Nr. 26 1992

Miljøprofiler af emballager

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

621.798 : 504.064.43

B59

ex. 3

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 26/1992

Miljøprofiler af emballager
Analyse og vurdering af schweiziske
data og metoder

Jens Wood Pedersen,
Dansk Teknologisk Institut. Miljøteknik

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

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

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

Indholdsfortegnelse

	Side
FORORD	5
SAMMENFATNING	6
1. INDLEDNING	8
1.1 Baggrund	8
1.2 Formål	9
2. LIVSCYKLUSVURDERINGER	10
2.1 Definitioner	10
2.2 Internationale aktiviteter	12
3. DET SCHWEIZISKE BUS-DATAMATERIALE	14
3.1 Introduktion af BUS-materialet	14
3.2 Målsætningen med materialet	14
3.3 BUS-/EMPA-modellen	15
3.4 Vurdering af BUS-/EMPA-modellen	16
4. DET SCHWEIZISKE BUWAL-DATAMATERIALE	17
4.1 Introduktion af BUWAL-materialet	17
4.2 Målsætning og anvendelse af materialet	17
4.3 Opgaveformulering	18
4.4 Arbejdets omfang og grundlaget for datasættene	18
4.5 Masse- og energibalancer	22
4.6 Økologiske faktorer	23
4.7 Økologiske balancer	29
4.8 Vurdering og diskussion af datausikkerheder	31
4.9 Vurdering af BUWAL-dataene	32

4.10 Økoprofiler	33
4.11 Opstilling af økoprofiler for emballager	35
4.12 Vurdering af den schweiziske økoprofilmetode	36
4.13 Videreforarbejdning af materialer til emballager	36
5. NY SCHWEIZISK MODEL TIL OPSTILLING AF ØKOPROFILER	38
5.1 Præsentation af ABM-modellen	38
5.2 Anvendelse af ABM-modellen - et teoretisk eksempel	39
5.3 Vurdering af ABM-modellen	40
6. GENNEMGANG OG VURDERING AF DE SCHWEIZISKE EDB-PROGRAMMER	41
6.1 OEKO-BASE I PLUS	41
6.2 OEKO-BASE II	43
7. KONKRETE EKSEMPLER PÅ MILJØPROFILER	45
8. KRAV TIL ET DANSK EDB-PROGRAM ANALOGT TIL OEKO-BASE II	52
9. KONKLUSION	54
10. LITTERATUROVERSIGT	56

Forord

Den foreliggende rapport indeholder resultaterne af et projekt, der har haft til formål at undersøge værktøjer til vurdering af emballagers energiforbrug og miljøbelastning i hele deres livscyklus. Under projektet er gennemført en analyse og vurdering af to schweiziske edb-programmer og datagrundlaget for dem.

Emballagebrugere, -producenter og -konsulenter samt myndigheder og forbrugerorganisationer har et stort og stigende behov for værktøjer af den ovennævnte art.

Rapporten er primært rettet mod de personer fra brugergrupperne, som arbejder med livscyklusvurderinger i forskellige sammenhænge, og som ønsker baggrundsviden om nogle af 1. generationsværktøjerne.

Projektet er igangsat på initiativ af IRMA A/S og gennemført i samarbejde mellem IRMA A/S/FDB, Søren Mygind A/S og Miljøteknik, Dansk Teknologisk Institut med støtte fra Rådet for genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Til støtte for projektgruppen har der været nedsat en styringsgruppe, hvori følgende har haft sæde:

- Peter Andersen (formand), Miljøstyrelsen - pr. 1.9.1991 afløst af
- Susanne Møller, Miljøstyrelsen
- Fine Holten, Miljøstyrelsen
- Kirsten Nielsen, Emballage- og Transportinstituttet
- Gustav Rothe, IRMA A/S - pr. 1.6.1991 afløst af
- Ole Jepsen, FDB's Centrallaboratorium
- Frank Wahl Hansen, IRMA A/S - pr. 1.9.1991 afløst af Jessie Hallas, FDB's Centrallaboratorium
- Mogens Brinks, Søren Mygind A/S
- Jens Wood Pedersen, Dansk Teknologisk Institut

Rapporten er udarbejdet af Jens Wood Pedersen, Miljøteknik, Dansk Teknologisk Institut.

Forfatteren bringer hermed sin tak til styringsgruppens medlemmer for inspirerende bidrag til diskussionerne under møderne. En speciel tak rettes til Ole Jepsen og Mogens Brinks for deres værdifulde indsats under projektføreløbet samt til Anders Schmidt, Miljøteknik, Dansk Teknologisk Institut for konstruktiv kritik af rapportudkast.

Århus, februar 1992

Sammenfatning

Emballagebranchen har et stort behov for et værktøj, som er nemt at betjene, og som kan give et troværdigt og entydigt svar på spørgsmålet om, hvilken emballage af flere mulige alternativer der er mest miljøvenlig.

Ved starten af dette projekt (maj 1990) forelå et værktøj af den nævnte art i form af edb-programmet OEKO-BASE I PLUS, udviklet af den schweiziske supermarkedskæde Migros Genossenschafts-Bund på basis af data tilvejebragt på initiativ af den schweiziske miljøstyrelse (BUWAL). Under projektet publicerede BUWAL (februar 1991) opdaterede data, og på grundlag heraf udviklede Migros et nyt edb-program, OEKO-BASE II.

Formålet med projektet har været at analysere og vurdere det datamateriale og de metoder, som de schweiziske edb-programmer er baseret på samt at analysere og vurdere de nævnte edb-programmer med henblik på eventuelt efterfølgende at benytte programmerne i Danmark eller at videreudvikle dem til brug under danske forhold.

Da datagrundlaget for OEKO-BASE I PLUS er forældet og erstattet af mere tidssvarende data, er det forældede datagrundlag behandlet ret perifert.

Projektarbejdet har derfor været koncentreret om det opdaterede datamateriale, de to edb-programmer og de livscykluseffektanalysemodeller, som er benyttet i de to programmer.

Det nyeste schweiziske datamateriale (1991), som indeholder data for en række af de mest anvendte materialer til emballager, er et meget væsentligt grundlag for livscyklusvurderinger (LCA) af emballager. Men da det har en række mangler, er det et utilstrækkeligt grundlag. Kun ved at udbygge materialet vil det være egnet til formålet.

Den model (modellen for kritiske belastninger), OEKO-BASE I PLUS benytter til opstilling af miljøprofiler for emballager, beskriver en emballages belastning af miljøet udelukkende ved hjælp af 4 karakteristiske kendetal - energiforbrug, kritisk luftmængde, kritisk vandmængde og voluminet af fast affald. Det er en meget forenklet form for livscykluseffektanalyse. Forenklingen kommer til udtryk ved, at modellen kun kan håndtere og vurdere kvantitative miljøeffekter. Kvalitative miljøeffekter som potentielle produktionsrisici og arbejdsmiljøforhold indgår slet ikke i vurderingen.

Modellen har desuden den ulempe, at når man vil sammenligne miljøprofilen for flere alternative emballager til samme vare med henblik på at vælge den mest miljøvenlige, er det nødvendigt, at alle 4 kendetal for den mest miljøvenlige emballage er mindre end de 4 kendetal for de andre alternative emballager.

Da modellen giver et meget forenklet billede af emballagers effekter på miljøet, kan den ikke anbefales til livscyklusvurderinger (LCA) af emballager.

Eftersom OEKO-BASE I PLUS er baseret på det forældede datamateriale og på modellen for kritiske belastninger, kan det ikke anbefales, at den videreudvikles til brug under danske forhold, heller ikke hvis det opdaterede datamateriale benyttes som grundlag.

OEKO-BASE II anvender en nyudviklet model (ABM-modellen) til opstilling af miljøprofiler for emballager. ABM-modellen har følgende fordele i forhold til modellen (modellen for kritiske belastninger), der benyttes i OEKO-BASE I PLUS:

- Giver entydige svar
- Den er åben - der kan tilføjes miljøbelastende stoffer efter behov
- Den kan tilpasses det enkelte økosystems særlige forhold

Til gengæld har modellen bl.a. følgende ulemper:

- Væsentlige data, som ifølge modellen skal benyttes til opstilling af miljøprofiler, er umiddelbart kun tilgængelige for Schweiz.
- Den forudsætter, at der ikke forekommer grænseoverskridende forurening.
- Den er baseret på begrebet "økologisk tålegrænse" (kritisk belastning), og den kræver, at et økosystems tålegrænse fastlægges. Erfaringer har imidlertid vist, at der er store vanskeligheder med at fastsætte absolutte værdier for tålegrænser, og hvor der fastsættes værdier, må disse ofte revideres, efterhånden som viden om økosystemerne øges. Det er i øvrigt tvivlsomt, om sådanne tålegrænser er en hensigtsmæssig måde at anskueliggøre miljøbelastninger på. Benyttelse af begreber som tålegrænser er således ikke foreneligt med renere teknologi-konceptet.

Da OEKO-BASE II benytter et mangelfuldt datagrundlag og en effektiviseringsmodel med en række uacceptable ulemper, kan det ikke anbefales at udvikle et program på grundlag heraf til brug under danske forhold.

Det skal i den forbindelse nævnes, at der både via et nordisk projekt og via en international indsats i løbet af 1-3 år vil blive udviklet værktøjer, som vil være væsentligt mere anvendelige og bredere anerkendte end det schweiziske.

I øvrigt er der en livlig aktivitet på LCA-området for tiden. Det er derfor sandsynligt, at der i løbet af meget kort tid (ca. 1 år) også vil være data til rådighed, som er af en væsentligt bedre kvalitet end de schweiziske. I bedste fald vil der i løbet af 1-2 år både være acceptable data og værktøjer til rådighed for opstilling af troværdige miljøprofiler for emballager. Meget tyder således på, at udviklingen har indhentet det foreliggende projekt, som påbegyndtes i foråret 1990, på hvilket tidspunkt der ikke forelå oplysninger om, at alternativer til det schweiziske materiale var på vej.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Anvendelse af de mest miljøvenlige emballager og udbud af de mest miljøvenlige produkter er vigtige elementer i IRMA's markedsførings- og kvalitetsstrategi. Inden for dansk detailhandel betragtes IRMA således som foregangsvirksomhed på dette felt.

Til brug ved vurderinger af alternative emballagers og produkters miljøvenlighed søger IRMA efter værktøjer, der kan gøre disse vurderinger enkle og hurtige. Efterhånden er det dog store dele af erhvervslivet, der står bag ønsket om at få adgang til sådanne værktøjer.

Vurderingen af, om en emballage til et givet produkt er mere eller mindre miljøvenlig end en anden eller flere andre emballager, er ret kompliceret og ressourcekrævende. Vurderingen nødvendiggør således, at materiale- og energiforbrug samt miljøbelastninger for alle alternative emballager for et givet produkt opgøres for hele deres livscyklus og sammenlignes/vægtes. Denne proces kaldes en vugge til grav-vurdering eller en livscyklusvurdering. Baggrunden for disse benævnelser er, at alle miljøbelastninger i princippet opgøres for hele emballagens livscyklus fra udvinding af råstofferne over fremstilling af emballage-materialerne og emballagen samt fyldning, lagring, transport etc. og endelig bortskaffelse af emballagen. Processen kompliceres yderligere ved, at emballager ofte er sammensat af flere materialer.

Vurderingen ville være enklere, hvis der fandtes tilgængelige, aktuelle data for materiale- og energiforbrug samt miljøbelastninger for alle relevante materialer eller emballager i hele deres livscyklus således, at emballageproducenter og -brugere kunne benytte disse data som udgangspunkt for vurderinger i deres egen situation. Endnu enklere ville det være, hvis disse data var tilgængelige i en database, som virksomhederne kunne købe sig adgang til.

Under et besøg hos den schweiziske supermarkedskæde Migros Genossenschafts-Bund i efteråret 1989 blev repræsentanter for IRMA præsenteret for et edb-program til kvantitativ opgørelse af emballagers miljøvenlighed. Resultatet kaldes økoprofiler eller miljøprofiler. Programmet, der betegnes ÖEKO-BASE I PLUS, er udviklet på grundlag af data tilvejebragt af det schweiziske Bundesamt für Umweltschutz (BUS), Bern og Eidgenössischen Materialprüfungs- und Versuchsanstalt (EMPA), St. Gallen og indeholdt i BUS-rapport nr. 24 (SRU nr. 24) /1/.

På denne baggrund var det naturligt for IRMA at få undersøgt, om edb-programmet kan anvendes direkte under danske forhold eller, hvis det ikke er muligt, at få undersøgt, om der kan udvikles et tilsvarende dansk edb-program, som vil kunne anvendes af IRMA, af andre danske emballagebrugere og -producenter samt af emballagekonsulenter.

I forbindelse med fremskaffelse af BUS-rapporten oplyste BUS, at en opdatering af rapportens data var i gang, og at en ny rapport forventedes publiceret primo 1991.

Den nye rapport (SRU nr. 132) - heri benævnt BUWAL-rapporten - dateret februar 1991, blev publiceret i marts 1991 /2/.

I efteråret 1990 rettede projektgruppen henvendelse til Migros og forespurgte, om Migros havde planer om at revidere OEKO-BASE I PLUS på basis af de opdaterede data.

Migros bekræftede, at også en revision af edb-programmet var i gang. Det nye program - kaldet OEKO-BASE II - blev frigivet i maj 1991. Det viste sig, at OEKO-BASE II var baseret på både BUWAL-rapport nr. 132 (SRU nr. 132) og BUWAL-rapport nr. 133 (SRU nr. 133) /3/.

En gennemgang og vurdering af begge schweiziske rapporter og af de to edb-programmer er en væsentlig del af den foreliggende rapport.

1.2 Formål

Formålet med projektet har været:

- at analysere og vurdere det datamateriale og de metoder, som de schweiziske edb-programmer er baseret på, og som er benyttet til opstilling af miljøprofiler for emballager og
- at analysere og vurdere de nævnte edb-programmer

med henblik på eventuelt at benytte programmerne i Danmark eller efterfølgende at videreudvikle dem til anvendelse under danske forhold.

2. Livscyklusvurderinger

Indledningsvis defineres de vigtigste begreber, der opereres med inden for området livscyklusvurderinger. Herunder hører også det schweiziske materiale.

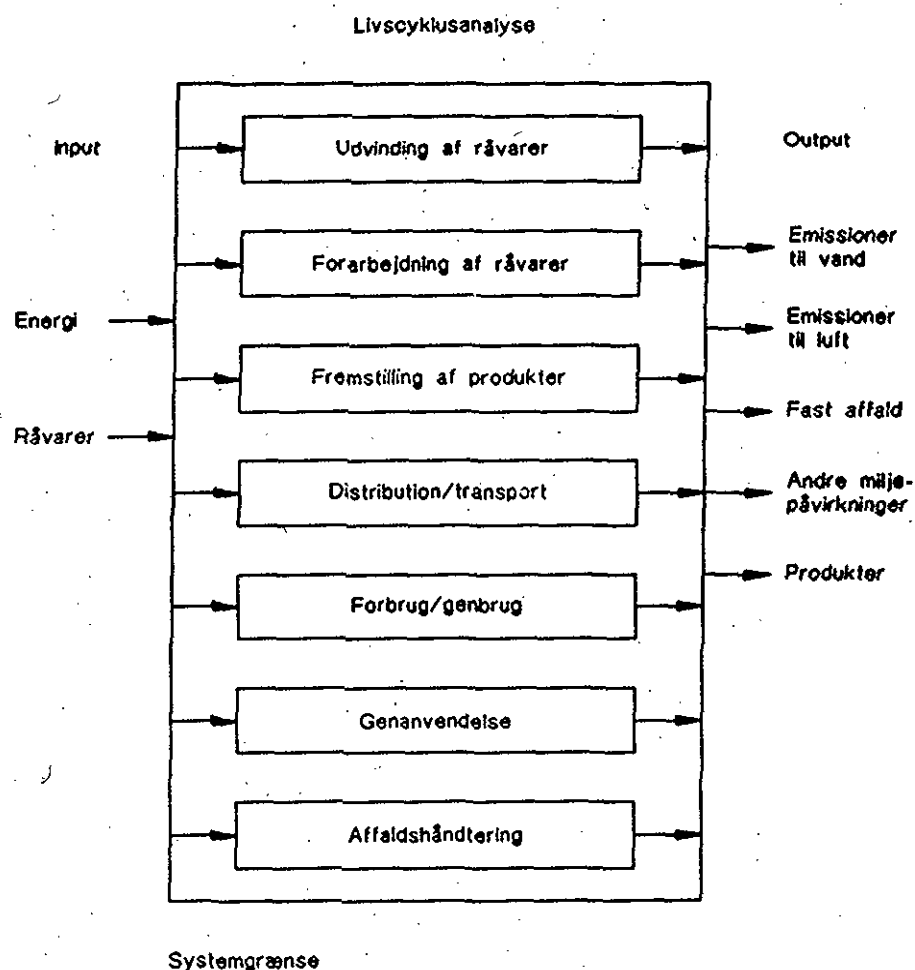
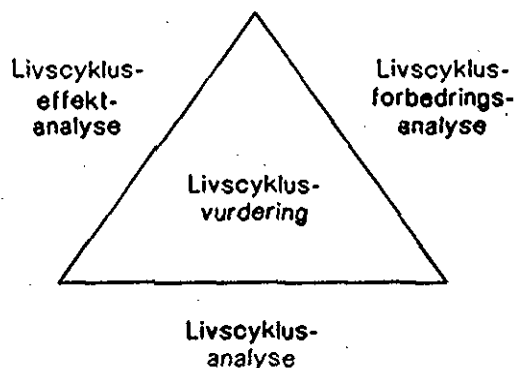
Desuden omtales nogle enkelte af de mange igangværende, internationale aktiviteter vedrørende livscyklusvurderinger.

2.1 Definitioner

En *livscyklusvurdering* (life-cycle assessment (LCA)) er en objektiv proces, der vurderer de miljømæssige belastninger fremkaldt af et produkt, en proces eller en aktivitet. Ved denne proces identificeres og kvantificeres forbruget af energi og materialer samt de frigivne, miljøbelastende affaldsprodukter. Endvidere vurderes effekterne på miljøet af disse energi- og materialeforbrug samt affaldsprodukter, og desuden vurderes mulighederne for at realisere miljømæssige forbedringer. Vurderingen inkluderer hele produktets, processens eller aktivitetens livscyklus, omfattende udvinding og forarbejdning af råmaterialer, fremstillingsprocessen, transport og distribution, brug, genbrug, genanvendelse og endelig bortskaffelse af produktet.

Ovennævnte definition er adopteret fra SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry). Synonym for livscyklusvurdering er vugge til grav-vurdering.

Til illustration af elementerne i en livscyklusvurdering gengives efterfølgende figur fra /4/.



Som det fremgår af figuren er der følgende faser i en livscyklusvurdering:

- En *livscyklusanalyse* (inventory) er en indsamling og opgørelse af objektive, kvantitative data for forbrug af energi, råmaterialer, emissioner til vand og luft, fast affald og andre miljøpåvirkninger under hele produktets, processens eller aktivitetens livscyklus.
- En *livscykluseffektanalyse* (impact analysis) er en kvantitativ og/eller kvalitativ proces til karakterisering og vurdering af effekterne af de miljøbelastninger, der er kvantificeret under livscyklusanalysen.

- En *livscyklusforbedringsanalyse* (improvement analysis) er en systematisk vurdering af behovene og mulighederne for at reducere de miljøbelastninger, der er kvantificeret under livscyklusanalysen.

Den øverste del af figuren (trekanten) illustrerer, at en livscykluseffektanalyse og en livscyklusforbedringsanalyse gennemføres på grundlag af livscyklusanalyse (trekantens grundlinie).

En *miljøprofil* er resultatet af en livscykluseffektanalyse. En miljøprofil kan præsenteres i form af et sæt talværdier og/eller en grafisk afbildning af samme, suppleret med kvalitative vurderinger af miljøeffekter.

Nedenfor relateres de ovenfor definerede begreber til de begreber, der er benyttet i eller under den efterfølgende gennemgang af det schweiziske materiale.

En *økobalance* er det samme som en livscyklusanalyse, og en *økoprofil* er det samme som en miljøprofil.

2.2 Internationale aktiviteter

Livscyklusvurderinger er blevet kaldt "90'ernes miljømanagement værktøj", idet politikere, virksomhedsledere og interessegrupper alle efterspørger en kvantitativ og objektiv metode til vurdering af produkters og processers indvirkning på miljøet.

Problemet i den forbindelse er, at der for nærværende ikke eksisterer et sådant værktøj, der er accepteret i brede kredse.

De første studier vedrørende livscyklusvurderinger blev gennemført af Midwest Research Institute (MRI) og af Franklin Associates L.T.D. i USA. Senere studier er gennemført af Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Schweiz, af Boustead, England og af Sundström, Sverige.

EMPA's arbejde, som blev offentligt tilgængeligt i 1984, har været brugt i mange europæiske virksomheder som et værktøj til støtte i produktudviklingen og i begrænset omfang som et ledelsesværktøj. Men for at det kan have værdi som ledelsesværktøj, kræver det bred accept fra uafhængige LCA-eksperter. Det er imidlertid ikke lykkedes.

Som situationen har været (og stadig er p.t.), er det ofte sket, at forskellige livscyklusvurderinger, udført på samme produkter eller materialer, har givet forskellige resultater. Det skyldes sandsynligvis, at der er benyttet forskellige data og/eller forskellige vurderingsmetoder, herunder at vægtningen af de enkelte miljøbelastninger har varieret. En sådan situation er selvfølgelig uholdbar, da den svækker tilliden til livscyklusvurderinger som værktøj.

Der er derfor her i starten af 90'erne fra forskellige sider taget initiativ til at udvikle en livscyklusvurderingsmetode, der kan accepteres af brede kredse. De vigtigste initiativer er:

- SETAC (omtalt tidligere i dette afsnit) har nedsat nogle grupper, der skal arbejde med forskellige aspekter inden for LCA-området.

- CEN, den europæiske standardiseringsorganisation, har nedsat en arbejdsgruppe, der har til opgave at udarbejde forslag til standardmetoder for gennemførelse af livscyklusanalyser/-vurderinger.
- Nordisk Ministerråd har igangsat et forprojekt, der forventes at resultere i et større nordisk projekt, hvorunder der skal udvikles brugbare værktøjer til gennemførelse af livscyklusanalyser/-vurderinger.

Der er flere deltagere, som er med i alle tre initiativer, bl.a. Dansk Teknologisk Institut. Det sikrer, at der sker en erfaringsudveksling og koordinering grupperne imellem. Inden for en tidshorisont på 1-3 år forventes arbejdet at resultere i et bredt anerkendt LCA-værktøj.

Også i grupper inden for EF arbejdes der med LCA som værktøj i forbindelse med bestræbelser på at indføre en EF-miljømærkning inden for forskellige produktgrupper.

3. Det schweiziske bus-datamateriale

3.1 Introduktion af BUS-materialet

Datamaterialet, som edb-programmet - OEKO-BASE I PLUS - fra Migros er baseret på, er indeholdt i rapporten "Oekobilanzen von Packstoffen", Schriftenreihe Umweltschutz, nr. 24 (SRU nr. 24), udgivet af Bundesamt für Umweltschutz (BUS), april 1984 /1/.

På et forholdsvis tidligt tidspunkt indså BUS, at der var behov for en økologisk vurdering af det mangfoldige udbud af emballager. Derfor stillede BUS i 1977 der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Versuchsanstalt (EMPA), St. Gallen, den opgave at udarbejde et grundlag, som kunne benyttes til en vurdering af de vigtigste emballage-materialer ud fra et miljøbeskyttelsessynspunkt. I de efterfølgende år gennemførte EMPA undersøgelser af de enkelte emballage-materialer. EMPA afsluttede undersøgelserne i 1983. Ovennævnte BUS-rapport nr. 24 er baseret på EMPA-arbejdet.

3.2 Målsætningen med materialet

Målet med arbejdet har været at tilvejebringe objektive data for energi- og råstofforbrug samt for belastninger af vand, luft og jord ved fremstilling af emballage-materialerne aluminium, glas, plastic, papir, karton og hvidblik. Endvidere skulle der udarbejdes forslag til vægtning af de forskellige miljøbelastninger.

Indsamling af tilsvarende data for den egentlige fremstilling af emballager ud fra emballage-materialerne har således ikke været målet med arbejdet. Heller ikke data for processer som fx lagring og distribution af emballage og produkt samt for den sluttelige udnyttelse eller bortskaffelse af den brugte emballage er indeholdt i EMPA-arbejdet. Data for bortskaffelsen af de brugte emballager er dog med i rapporten, idet BUS har tilføjet disse data.

Oprindeligt ønskede man at nå frem til et øko-index for emballage-materialer, dvs. at alle miljøbelastninger for et givet emballage-materiale skulle sammenfattes til en talværdi. Dermed ville vejen være banet for en enkel metode til vurdering af miljøbelastningen for alternative emballager til samme produkt. Dette ønske blev imidlertid opgivet på et meget tidligt tidspunkt, da det i praksis ikke viste sig muligt objektivt at sammenfatte ikke-sammenlignelige størrelser som fx x gram af stoffet A emitteret til omgivende luft, og y gram af stoffet B udledt i spildevand.

I stedet har man benyttet sammenfattende talværdier for henholdsvis energiforbrug, emissioner til luft og vand samt for fast affald for hvert af de medtagne emballage-materialer. Disse 4 værdier beskriver kvantitativt det enkelte emballage-materiales indflydelse på miljøet og tegner dermed økoprofilen (miljøprofilen) af materialet.

Målet har således ikke været at tilvejebringe data for enkelte *emballager*, men kun data for de *materialer*, emballagerne er fremstillet ud fra.

3.3 BUS-/EMPA-modellen

Det princip, der er benyttet til opgørelse af emballage-materialernes indflydelse på miljøet, benævnes i rapporten "det økologiske balanceprincip". Benævnelsen kommer af, at man betragter et system, hvori der gennemføres nogle processer. Systemet tilføres (input) rå- og hjælpestoffer samt energi. Ud af systemet (output) kommer et emballage-materiale, biprodukter, fast affald samt emissioner til luft og vand.

I henhold til dette princip er der - i samarbejde med den relevante schweiziske industri - indsamlet input- og outputdata for nedennævnte materialer:

- Aluminium
- Glas
- HD-polyethylen (HD = high density = høj massefylde)
- LD-polyethylen (LD = low density = lav massefylde)
- Polyvinylchlorid (PVC)
- HI-polystyren (HI = high impact = slagfast)
- Sulfitpapir - bleget og ubleget
- Kraftpapir - bleget og ubleget
- Karton af 80% genbrugspapir og 20% sulfitcellulose
- Papir af 20% genbrugspapir og 80% sulfitcellulose
- Papir af 100% genbrugspapir
- Hvidblik

For hvert emballage-materiale er beregnet de specifikke værdier - dvs. for 1 kg materiale. Disse værdier (basisdata) er opstillet i tabeller, som i rapporten betegnes økobalancer.

Ifølge BUS-/EMPA-modellen beregnes ud fra talværdierne i økobalancerne følgende 4 værdier (kendetal) gældende for 1 kg af hvert emballage-materiale:

- Energiforbrugstal
- Kritiske luftmængder
- Kritiske vandmængder
- Deponivoluminer

For alle 4 kendetal gælder, at de er sumværdier for hele balanceområdet dvs. fra udvinding af råmaterialerne, fremstillingen af emballage-materialet og bortskaffelsen af det opståede faste affald - herunder bortskaffelsen af den brugte emballage.

De 4 kendetal udgør miljøprofilen for det enkelte emballage-materiale.

I afsnit 4 er redegjort nærmere for beregning og definition af de 4 kendetal.

3.3.1 Anvendelse af basisdataene - et eksempel

I BUS-rapporten er vist et eksempel på, hvordan basisdataene benyttes til opstilling af økobalancer og økoprofiler for emballager, fremstillet ud fra ét eller flere emballage-materialer.

Som eksempel er benyttet en 1 liter mælkeemballage i 5 forskellige udgaver fremstillet af 3 forskellige materialer (polyethylen, glas og papir).

I eksemplet er udgangspunktet 1000 enheder af hver emballage. For hver af de 5 emballager opstilles økobalancer, idet vægtandelen (i kg) for hvert materiale pr. 1000 enheder multipliceres med økobalance-dataene for 1 kg af materialet (basisdataene). Økobalancerne for hver emballage indeholder en kolonne, som er summen af økobalancerne for hvert af de i emballagen indgåede materialer.

Ud fra de resulterende økobalancer hentes sumtallene for henholdsvis energiforbrug, kritisk luftmængde, kritisk vandmængde og deponivolumen for hver af de 5 emballager og anbringes i en tabel, som således indeholder økoprofilen (miljøprofilen) for de 5 emballager (se bilag 1).

Forinden er dataene i økobalancerne for glasflasken dog yderligere bearbejdet, idet der er taget hensyn til to situationer - triptal 20 og 40 samt effekten på energiforbrug og belastningen af vand og luft som følge af vask af returflasker.

Værdierne for miljøeffekten af flaskevask er specielt tilvejebragt af hensyn til eksemplet. De indgår ikke andre steder i rapporten.

For bedre at illustrere tabelværdierne er de omsat til stavdiagrammer (se bilag 2).

3.4 Vurdering af BUS-/EMPA-materialet

En dybere analyse og vurdering af BUS-/EMPA-materialet vil ikke blive gennemført, eftersom både datamaterialet, indeholdt i BUS-rapporten, er indsamlet i perioden 1977-1983, og de grænseværdier, som er benyttet til udregning af de kritiske luft- og vandmængder, er forældede, må hele datamaterialet betragtes som værende forældet og uaktuelt.

Der foreligger imidlertid et opdateret materiale, indeholdt i BUWAL-rapport nr. 132 fra 1991.

Derfor gennemføres en grundig gennemgang, analyse og vurdering af sidstnævnte, aktuelle materiale fremfor af det forældede materiale, som nu overvejende har historisk interesse.

4. Det schweiziske BUWAL-datamateriale

4.1 Introduktion af BUWAL-materialet

Datamaterialet er indeholdt i rapporten "Oekobilanz von Packstoffen, Stand 1990", Schriftenreihe Umwelt nr. 132 (SRU nr. 132), udgivet af Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), februar 1991 /2/. (BUS har i perioden 1984-1990 skiftet navn til BUWAL).

Som det fremgår af forordet i BUWAL-rapporten, erstatter den BUS-rapporten fra 1984. Arbejdet, som ligger til grund for rapporten, er gennemført ved Institut für Verfahrens- und Kältetechnik, ETH, Zürich. I rapporten nævnes, at EMPA, St. Gallen har været involveret i det nye arbejde med henblik på en løbende erfarings- og idéudveksling. Men der nævnes intet om årsagen til, at ETH har udført arbejdet og ikke EMPA.

4.2 Målsætning og anvendelse af materialet

Materialet er primært tænkt som et værktøj til brug for fagfolk inden for handel og emballagebranchen til sammenligning af de miljøeffekter, der opstår ved anvendelse af forskellige emballager. Det kan imidlertid også benyttes af den materialeproducerende industri som grundlag for miljømæssige forbedringer af processer.

Det er indlysende, at data for samme vægtmængde emballage-materiale ikke direkte kan bruges til sammenligninger. Det er fx uden mening at sammenligne miljøeffekterne for 1 kg aluminium og 1 kg papir, med mindre de indgår med samme vægtmængde i alternative emballager til samme produkt. Det er dog yderst sjældent forekommende.

Rapportens data gælder kun for *emballage-materialer*. For at kunne opstille miljøprofiler for *emballage* må der yderligere skaffes oplysninger om energiforbrug og miljøbelastninger ved fremstilling af de egentlige emballager og ved trykning, fyldning, oplagring, distribution, brug og genbrug af dem.

Begrundelsen for ikke at levere data for selve emballagen er:

- at der anvendes mange forskellige processer til fremstilling af den enkelte emballage, og
- at der eksisterer et væld af forskellige emballager.

Derfor er man nødt til at begrænse sig til materialerne for at gøre arbejdet overkommeligt. Begrænsningen er den samme som for BUS-/EMPA-dataene.

4.3 Opgaveformulering

Den opgave, som BUWAL sammen med Grossverteiler Coop Schweiz og Migros Genossenschafts-Bund stillede Institut für Verfahrens- und Kältetechnik, ETH, var i store træk formuleret, som følger:

- Dataene indeholdt i BUS-rapport nr. 24, 1984 "Oekobilanzen von Packstoffen" skal opdateres med udgangspunkt i dagens teknologi.
- Arbejdet skal resultere i datasæt, der muliggør en *objektiv* sammenligning af de miljøbelastninger, som følger af anvendelsen af forskellige emballage-systemer.
- I forhold til BUS-rapport nr. 24 skal yderligere emballage-materialer medtages.
- Dataene skal for det enkelte emballage-materiale omfatte:
 - råvareforbruget
 - energiforbruget
 - affaldsstoffer og miljøbelastende stoffertil og ved fremstillingen og bortskaffelsen.
- De miljøbelastende stoffer skal vægtes med hensyn til belastning af henholdsvis luft og vand. Data for fast affald skal også medtages.
- Datasættene skal omfatte produktions-, transport- og bortskaffelsesforholdene for emballage-materialerne, men ikke selve forarbejdningen af materialerne til emballager.
- Dataene skal indsamles fra nyere litteratur og i samarbejde med den berørte industri.
- Dataene skal i størst muligt omfang tage udgangspunkt i produktionsprocesser og bortskaffelsesmuligheder i *Schweiz*. I visse tilfælde, begrundet med importmængder i forhold til det samlede schweiziske forbrug, kan data fra udenlandske produktionsmetoder benyttes, men ikke udenlandske bortskaffelsesmetoder.
- Dataene skal afspejle et repræsentativt gennemsnit af schweiziske produktionsmetoder.

4.4 Arbejdets omfang og grundlaget for datasættene

4.4.1 Medtagne parametre

Emballage-materialernes effekt på miljøet skal ifølge opgavestilleren beskrives *kvantitativt* gennem økobalancer og økoprofiler.

Nedenstående liste gengiver en oversigt fra rapporten over kvantitative og kvalitative effekter på miljøet, forårsaget af fremstillingen af produkter eller emballager.

Kvantitative parametre:

- Forbrug af råvarer
- Forbrug af hjælpestoffer
- Biprodukter
- Emission af miljøbelastende stoffer til luft
- Vandforbrug og -belastning
- Fast affald
- Energiforbrug
- Temperatur (spildvarme)
- Lys
- Støj

Kvalitative parametre:

- Potentielle risici (drift af nukleare anlæg, chlor-kemi)
- Sænkning af grundvandsspejlet, jorderosion
- Ændringer i omgivelsernes optiske fremtoning
- Ressourceknaphed (eventuelt også kvantitativt)

Som nævnt ovenfor vedrører det foreliggende arbejde kun kvantitative parametre. Temperatur, lys og støj er dog ikke medtaget, sandsynligvis fordi de er vanskelige at håndtere i denne sammenhæng. Begrundelsen for kun at medtage kvantitative størrelser er, at de giver objektive værdier. Man lægger i oplægget til arbejdet netop stor vægt på, at vurderingerne sker på et objektivt grundlag.

4.4.2 Medtagne emballage-materialer

Følgende emballage-materialer er medtaget i arbejdet:

- Aluminium
- Glas
- Polyethylen (HD-PE & LD-PE)
- Polyethylenterephthalat (PET)
- Polypropylen (PP)
- Polystyren (PS & HI-PS)
- Polyvinylchlorid (PVC)
- Papir (5 typer med naturfibre (blegede eller ublegede) med eller uden genbrugsfibre eller 100% genbrugsfibre)
- Karton (5 typer med naturfibre (blegede eller ublegede) med eller uden genbrugsfibre eller 100% genbrugsfibre)
- Bølgepap (2 typer med ublegede naturfibre og genbrugsfibre eller med 100% genbrugsfibre)
- Hvidblik

I forhold til SRU nr. 24, er materialerne PET, PP, PS og bølgepap nye.

4.4.3 Arbejdets balanceområde - afgrænsninger

Alle datasæt (kaldet økobalancer) er angivet med de *specifikke værdier*, dvs. for 1 kg emballage-materiale.

I balancerne indgår for hvert trin - fra udvinding af råstofferne til emballage-materialet foreligger - samtlige energi- og massestrømme samt miljøbelastninger, herunder miljøbelastninger fra energiproduktionen. Endvidere indgår energiforbrug og miljøbelastninger fra alle væsentlige transportter samt energi- og miljøforhold ved bortskaffelse af affald.

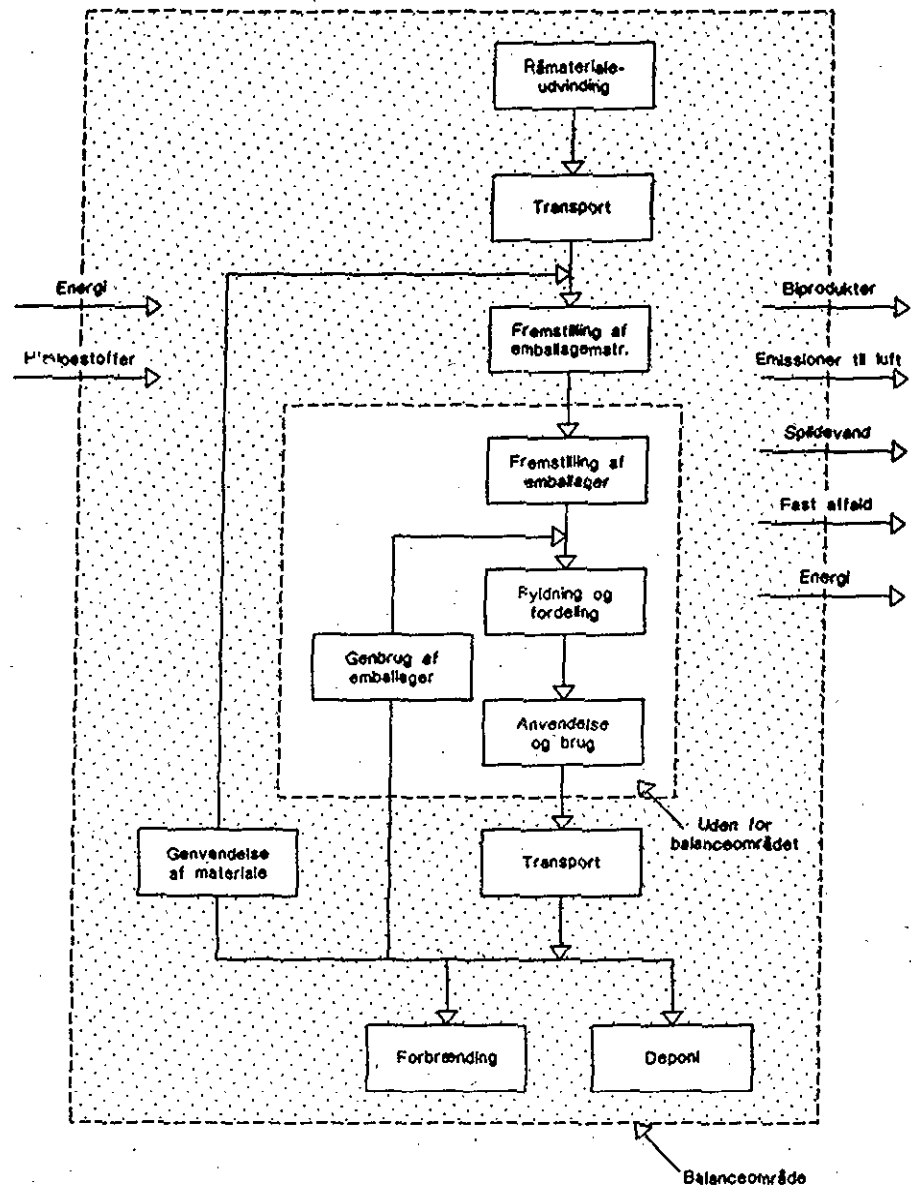
I balancerne indgår ikke værdier for den egentlige fremstilling af emballagen samt for fyldningen af emballagen og distributionen. Værdier for genbrug af emballage (retursystemer - fx ølflasker) er heller ikke medtaget. Genbrugssystemer kræver tillægsforbrug (af fx vand og energi, energiforbrug til transport), som må opgøres separat i hvert enkelt tilfælde. Til gengæld opnås besparelser i energiforbrug og reducerede miljøbelastninger, idet økobalancens værdier for den aktuelle genbrugsemballage skal divideres med emballagens gennemsnitlige triptal (antal gange emballagen genbruges).

Emballage-materialerne aluminium, papir, karton og hvidblik foreligger i form af en "folie" og plastmaterialerne i form af et granulat. Et specielt tilfælde er glas, hvor balancen slutter ved smeltet glas. Det betyder, at den egentlige emballage (beholderglas) altid fremstilles direkte af smelten, og at glas derfor ikke foreligger som emballage-materiale (i betydningen halvfabrikata). Men energiforbruget og miljøeffekterne ved fremstilling af beholderglas ud fra smeltet glas er meget beskedne.

For balancerne er teknikkens stade i slutningen af 80'erne udgangspunktet. I modstrid med opgaveformuleringen er dataindsamlingen ikke begrænset til det schweiziske område, da Schweiz ikke kan betragtes som en økologisk ø. Råmaterialer og primærenergi importeres fra hele verden og mange materialer produceres slet ikke i Schweiz.

Af disse grunde er der, bl.a. hvad angår energispørgsmål som strømforsyning og forsyning med primærenergi, overvejende anvendt vesteuropæiske forhold. Det gælder også for procestrin, som eksempelvis gennemføres i oversøiske lande.

I nedenstående figur er skematisk vist det valgte balanceområde.



Som det fremgår af figuren, er systemgrænserne ret klart definerede. Balanceområdet dækker imidlertid ikke hele emballagens livscyklus - der er et "hul" i forløbet. Det betyder, at man må supplere de schweiziske data med egne eller andres data for at kunne gennemføre komplette livscyklusanalyser for emballager eller emballage-systemer.

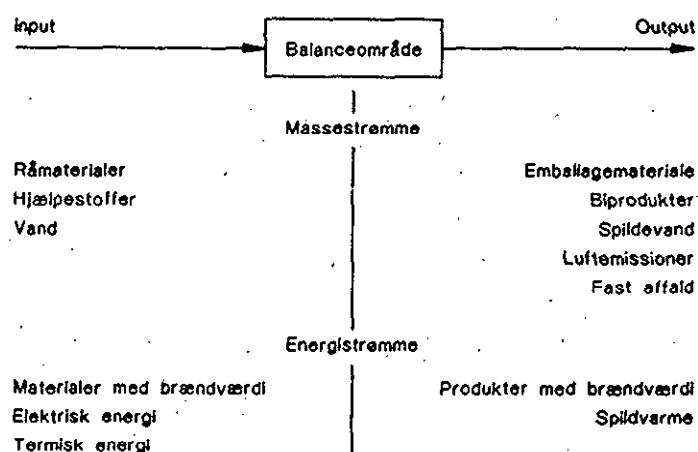
4.5 Masse- og energibalancer

Udgangspunktet for en masse- og energibalance er et flow-sheet, som er fastlagt gennem den udvalgte fremstillingsproces. I rapporten er der kun medtaget én fremstillingsproces pr. emballage-materiale.

De råmaterialer, som anvendes til det enkelte emballage-materiale, er anført i data-tabellerne uden nogen form for vurdering, fx vægtning mht. ressourceknaphed. Det har man ikke anset for muligt inden for rammerne af det rapporterede arbejde.

Råstoffer, som tillige er energibærere, dvs. har en brændværdi, indgår i energibalancerne med deres energiindhold.

Nedenstående figur sammenfatter de medtagne masse- og energistrømme.



Hvis der ved et procestrin dannes flere udnyttelige produkter, fordeles processens miljøbelastninger forholdsmæssigt efter vægt på hvert af dem. Et eksempel er elektrolyse af stensalt (NaCl). Pr. 1000 kg produceret natriumhydroxid dannes ca. 886 kg chlor. Det giver en fordeling på natriumhydroxid og chlor i forholdet 1,13:1.

For at gøre de mange luftemissioner og forureningskomponenter i vand sammenlignelige og håndterbare dannes sammenfattende, karakteristiske kendetal - et for luftforurening og et for vandforurening - efter modellen for kritiske belastninger (se afsnit 4.8).

Analogt til luft og vand sammenfattes forbruget af elektrisk og termisk energi til en energi-ækvivalensværdi E_{eq} (se afsnit 4.6).

4.6 Økologiske faktorer

4.6.1 Energi

Tilvejebringelsen af energi i form af procesvarme eller elektrisk strøm indtager en central position i de økologiske betragtninger. Derfor er energiaspekterne behandlet ret grundigt i rapporten og i den efterfølgende gennemgang af dem.

Det er ikke tilstrækkeligt kun at tage hensyn til miljøbelastningen fra forbrændingen af energiråstofferne. Hele forløbet fra energikilden over udvinding til og med forbruget skal medtages i balancerne. De økologiske effekter af udforskning og af indretning af indvindingssteder medtages dog ikke på grund af mangel på information. Men disse bidrag er dog også af underordnet betydning ifølge /5/.

Det geografiske balanceområde er begrænset til Vesteuropa.

Til primærenergiråstofferne hører de fossile brændsler naturgas, mineralolie, brun- og stenkul. De kan anvendes:

- I kraftværker til el-produktion
- I industrielle fyringsanlæg til fremstilling af procesvarme
- Som råmateriale (fx til plastfremstilling)

For hvert af brændslerne naturgas, mineralolie, brunkul og stenkul er i rapporten anført et flow-sheet, som omfatter processerne fra udvinding, oparbejdning, transport og forbrug. Desuden er angivet grundlagene for beregninger af energiforbrug og miljøeffekter samt eventuelle afgrænsninger.

I rapporten med bilag er gengivet tabeller, som indeholder summen af miljøeffekterne og energiforbruget ved tilvejebringelse af primærenergiråstofferne på forbrugsstedet.

I tabellerne opereres der med begreberne "Precombustion" og "Mining". Under begrebet "Precombustion" summeres alle miljøeffekter og energiforbrug til indvinding, oparbejdning og transport af primærenergiråstofferne til forbrugsstedet. Når kun indvinding og transport er medtaget, taler man om "Mining".

4.6.2 Forbrænding af energiråstoffer

I rapporten og tilhørende bilag er gengivet tabeller indeholdende værdier for emissioner til luft og askemængder ved forbrænding af ovennævnte brændsler i industrielle fyringsanlæg og kraftværker. Værdierne er opgivet i g/kg (for naturgas g/m³) og i mg/MJ eller mg/kWh el. Desuden er de kritiske luftmængder beregnet og gengivet i m³/MJ input, m³/MJ damp og/eller m³/kWh el.

Tabelværdierne stammer fra officielle publikationer fra OECD, Schweiz, Tyskland og Holland fra perioden 1983-1990.

4.6.3 Elektrisk energi

Produktion af elektrisk energi medfører også en belastning af miljøet. For at kunne kvantificere denne belastning er det nødvendigt at vide, hvordan produktionen foregår.

Elektrisk energi fremstilles ved følgende metoder:

- Konventionelt termisk
- Kernekraft
- Vandkraft
- Vedvarende energikilder (sol, vind etc.)

Da der ved de tre førstnævnte metoder produceres mere end 99% af elforbruget, ses bort fra den sidstnævnte metode.

Metoderne til produktion af elektrisk energi varierer meget fra land til land. Fx i Schweiz produceres al elektricitet ved vand- og kernekraft, mens fx i Vesttyskland produceres 62% af elektriciteten ved den konventionelle termiske metode.

Da Schweiz - som tidligere nævnt - ikke ved balanceringen af emballagematerialer kan betragtes som en økologisk ø, eftersom nogle af emballagematerialer for 100%'s vedkommende importeres, bør de schweiziske el-produktionsforhold ikke benyttes som eneste grundlag for værdierne i balancerne.

I det foreliggende arbejde er derfor valgt det vesteuropæiske el-samarbejde UCPTE (Union pour de la production et du transport de l'électricité) som det bedst egnede scenario. I UCPTE indgår følgende 12 lande:

Belgien, Frankrig, Grækenland, Holland, Italien, Jugoslavien, Luxemburg, Portugal, Schweiz, Spanien, Vesttyskland og Østrig.

Grundlaget for tabelværdierne er produktionstallene for 1988 (UCPTE 88).

Rapporten indeholder desuden tabeller, der sammenligner forskellige elforsyningsmodeller. De indeholder oplysninger om andelen af strømforsyningskilder og data for luftemissioner fra forbrænding af energiråstoffer.

Forsyningsprofilen for "UCPTE 88"-modellen er, som følger:

Konventionelt termisk		42,9%
Stenkul	16,6%	
Brunkul	9,0%	
Svær fuelolie	9,3%	
Naturgas	8,0%	
Kernekraft		36,9%
Vandkraft		<u>20,2%</u>
Total		<u>100,0%</u>

Den vægtede middelvirkningsgrad i modellen er beregnet til 37,8%.

Rapporten indeholder tabeller med værdier for miljøeffekterne ved elproduktion iht. ovennævnte model samt en model betegnet "vestlige verden".

Ved opgørelse af miljøeffekterne ved produktion af materialer (fx glas) i Danmark eller ved forarbejdning af materialer til emballager her i landet kan ingen af de to modeller benyttes. Det vil derfor være korrekt i sådanne situationer at benytte den el-forsyningsprofil, der gælder for Danmark, og beregne miljøeffekterne, som følger heraf, fx på grundlag af rapportens tabelværdier. Hvis el-forbruget til de nævnte processer er beskedent, vil man dog som tilnærmeelse kunne tillade sig at regne med værdier for én af de to el-forsyningsmodeller i rapporten.

Termisk og elektrisk energi sammenfattes til én værdi kaldet energi-ækvivalensværdien, som beregnes efter nedenstående formel:

$$E_{eq} = E_{th} + 3,6/\eta \times E_{el} \quad (MJ)$$

$$E_{th} : \text{ termisk energi} \quad (MJ)$$

$$E_{el} : \text{ elektrisk energi} \quad (kWh)$$

$$\eta : \text{ middelvirkningsgraden}$$

$$3,6 : \text{ omregningsfaktoren fra kWh til MJ}$$

Formlens andet led benyttes generelt til omregning af el-energi til energi-ækvivalenter, idet det udtrykker, at der ved produktion af el, ved alle metoder, er et tab af energi i form af spildvarme.

Rapportens betragtninger og udredninger om energiforhold virker meget velovervejede og grundige. De afspejler i høj grad den indflydelse, som energiforbrugene har primært på økobilancernes værdier for luftemissioner.

4.6.4 Den danske el-forsyningsprofil

Af hensyn til dem, der kan have brug for den danske el-forsyningsprofil, redegøres nedenfor, hvordan den beregnes på basis af data for 1990. Desuden illustreres beregningen af den vægtede middelvirkningsgrad ved at udregne den for den danske forsyningsprofil.

Beregningen af den danske forsyningsprofil kompliceres noget af, at Danmark importerer en del el fra Norge og Sverige. Den importerede mængde varierer fra år til år. Dermed bliver forsyningsprofilen også forskellig fra det ene år til det andet.

Ved beregningen er benyttet værdier fra danske og nordiske statistikker /6/ og /7/.

I 1990 produceredes i Danmark	23.694 GWh
Importen fra N, S og D udgjorde	11.973 -
Eksporerten til N, S og D udgjorde	<u>4.925 -</u>
Til rådighed i 1990 i DK	<u>30.742 GWh</u>

Da næsten alt (98,3%) af den i DK producerede el blev tilvejebragt ved den konventionelt termiske metode, regnes der tilnærmet med 100%.

I 1990 blev 99,6% af strømmen i N produceret ved vandkraft. Der regnes derfor tilnærmet med 100% fra vandkraft.

El-produktionsprofilen for S beregnes ud fra de opgivne værdier i /7/ til:

Konventionelt termisk	3,8%
Vandkraft	50,3%
Kernekraft	<u>45,9%</u>

Den importerede el-mængde på 11.973 GWh fordeler sig som følger:

7.922 fra S, 3.958 fra N og 93 fra D.

Ud fra de ovenfor angivne, tilnærmede el-produktionsprofiler for DK, N og S beregnes den danske forsyningsprofil for 1990 til:

Konventionelt termisk	62,5%	($\eta = 38,6\%$)
Vandkraft	25,7%	($\eta = 90,0\%$)
Kernekraft	<u>11,8%</u>	($\eta = 33,0\%$)
Total	<u>100,0%</u>	

Den anførte virkningsgrad for den konventionelle termiske metode er hentet fra /6/. De to andre virkningsgrader er hentet fra BUWAL-rapporten.

Beregningen af den vægtede middelvirkningsgrad for den danske el-forsyningsprofil for 1990 udføres som følger, idet der betragtes en el-mængde (output) på 100 GWh:

Output GWh	Input GWh
62,5 med virkningsgrad 0,386 kræver $62,5:0,386 = 161,92$	
25,7 med virkningsgrad 0,900 kræver $25,7:0,900 = 28,56$	
<u>11,8</u> med virkningsgrad 0,330 kræver $11,8:0,330 = 35,76$	
100 GWh i el-udbytte kræver et input på GWh	<u>226,24</u>

Den vægtede middelvirkningsgrad beregnes herefter til:

$$100 : 226,24 = 0,442 \text{ eller } 44,2\%$$

I BUWAL-rapporten antages, at hele el-forbruget tilvejebringes iht. UCTPE 88 (undtagen for aluminium). Der tages ikke hensyn til virksomheders egenproduktion af el i kraft-varmeanlæg. Der er imidlertid til orientering medtaget en tabel med luftemissionsværdier for kraft-varmeanlæg. Det er naturligvis en forenkling at se bort fra virksomhedernes egenproduktion af el, men det er ikke muligt, uden en nærmere undersøgelse af udbredelsen af virksomheders egenproduktion af el, at fastslå, hvilken indflydelse forenklingen har på økoprofilerne.

4.6.5 Emissioner og fast affald

Værdier for emissioner til luft og i vand er generelt "efterfilter-værdier", dvs., at kun den del af emissionen (fra en proces eller fra et fyringsanlæg), der udsendes til omgivelserne, medtages i balancerne.

Emissioner

I rapporten har man forsøgt at specificere emissionsværdierne så meget som muligt for at give et billede af, hvilke stoffer og mængder heraf der emitteres, og hvilke processer eller processtrin der giver anledning til de største miljøbelastninger.

Under luftemissioner er der en stofgruppe, betegnet "andre organiske forbindelser", som ikke er yderligere specificeret. I beregningsmæssig henseende betragtes hele mængden som værende ethylenimin, hvis grænseværdi i det ydre miljø er 0,01 mg/m³, hvor værdien for SO₂ til sammenligning er 0,03.

Fast affald

Det faste affald bortskaffes således, at det immobiliseres og dermed ikke belaster miljøet yderligere. Afhængigt af affaldets sammensætning og risikopotentiale må der stilles konkrete krav til placeringen på deponierne. Der skelnes dog ikke mellem problematisk og simpelt deponerbart affald.

Affald med jord- eller stenlignende egenskaber medtages ikke i balancerne.

Bortskaffes affaldet efter reglerne, hvilket der gås ud fra i arbejdet, indgår kun det nødvendige deponivolumen i balancerne.

Adderer man de specifikke affaldsvolumener for samtlige balancetrin, får man et totalt affaldsvolumen, som er karakteristisk for det pågældende emballage-materiale.

4.6.6 Transport

Bidragene fra transport til værdierne i den samlede økobilance er normalt af mindre betydning. En undtagelse er transporter over flere tusinde km til vands, hvilket bl.a. forekommer i forbindelse med aluminiumproduktion.

Rapporten indeholder tabeller med værdier for energiforbrug og dertil hørende emissioner fra forskellige transportmidler.

Ved udregning af balanceværdierne forudsættes:

- at jernbanetransport er 100% elektrificeret
- at UCPTTE 88 benyttes til beregninger i relation til el-forbruget til jernbane- og pumpedrift
- at transportsystemerne udnyttes 100%

De miljømæssige effekter af jernbanetransport indgår derfor i balancerne under el-produktion.

4.6.7 Genanvendelse (recycling)

Definitions-mæssigt medtages i balancerne kun værdier for genanvendelse af emballage-materialer - ikke værdier for genbrug (fx ølflasker).

Udnytteligt varmeindhold i de genanvendte materialer vægtes med genanvendelsesgrad og godskrives processen.

I rapporten er der værdier for genanvendelse af aluminium, glas, papir og hvidblik, men ikke for plast.

I henhold til opgaveformuleringen benyttes for genanvendelse schweiziske forhold ifølge nedenstående definition:

$$\text{Genanvendelsesgrad} = \frac{\text{den pr. år genanvendte mængde emballage-materiale}}{\text{den pr. år forbrugte mængde emballage-materiale}}$$

Bidragene fra transport til eventuel oparbejdning af genanvendte materialer indgår i balancerne.

4.6.8 Bortskaffelse af fast affald

Ved bortskaffelse af ikke-genanvendte materialer/emballager anvendes schweiziske forhold, hvilket giver følgende fordeling:

- 80% forbrændes i affaldsforbrændingsanlæg
- 20% deponeres

De tilsvarende danske værdier er henholdsvis 75% og 25%.

I 80% af affaldsforbrændingsanlæggene bliver den frigjorte energi udnyttet. Kedelvirkningsgraden udgør 75%. De tilsvarende danske værdier er henholdsvis 100% og 80%.

Aluminium, glas og hvidblik forbrændes ikke og indgår i slaggen, som deponeres. Plast, papir, karton og bølgepap godskrives energien fra udnyttelsen i forbrændingsanlæggene på den ene side, og på den anden side giver forbrændingen et bidrag til miljøbelastningen. I tabeller er angivet emballage-materialernes forbrændingsgrad, emissionen fra forbrændingsanlæg efter røggasrensning og røggasmængde ved forbrænding.

Miljøeffekter ved bortskaffelse af filteraske og affald fra røggasvaskere er ikke medtaget, men deponivoluminerne er medtaget i balancerne. Tungmetaller af forskellig oprindelse (farvepigmenter, blødgørere, stabilisatorer, batterier), som er indeholdt i røggassen, er på grund af manglende oplysninger ikke medtaget kvantitativt i balancerne.

På grund af kompleksiteten i dioxindannelsen er dioxinmængder heller ikke medtaget i balancerne.

Pr. kg emballagemateriale dannes 20 g filterstøv og 6 g slam (50% vand) fra røggasrensning. Derfor belastes hvert brændbart emballage-materiale ud over den egentlige aske fra forbrændingen - i balancerne med 26 g fast affald.

Emballage-materialerne indgår i balancerne med deres specifikke deponivolumen, som adskiller sig fra det specifikke volumen. Det specifikke deponivolumen fremkommer ved at multiplicere det specifikke volumen med en for materialet karakteristisk faktor F. Faktoren F udtrykker, at der ved deponering af emballager fx optræder luftlommer. F-værdierne er angivet i tabel i rapporten.

For at bestemme deponivoluminet af procesaffald anvendes for visse stofgrupper ryste-massefylde. De benyttede værdier er anført i tabel i rapporten.

Ved bortskaffelse af brugte emballager (forbrænding eller deponi) er der regnet med 50 km lastvognskørsel (frem og tilbage).

Forudsætningen om, at aluminium ikke forbrændes i affaldsforbrændingsanlæg er ikke korrekt i alle tilfælde. Hvis der er tale om aluminium i form af en relativ tynd folie, vil det brænde og herunder udvikle varme. Hvis der er tale om aluminium i mere massiv form, vil det ikke brænde og derfor indgå i slaggen.

4.7 Økologiske balancer

4.7.1 Afgrænsninger, følsomhedsanalyse

For den egentlige fremstilling af et givet emballage-materiale er udgangspunktet for de økologiske balancer (økobalancerne) det tilhørende flow-sheet.

Detaljerede oplysninger om de enkelte afsnit i økobalancerne findes i de talrige tabeller i bilaget til rapporten.

I relation til drivhuseffekten spiller CO₂-emissionen en stadig større rolle. I rapportens balancer argumenteres for ikke at anføre CO₂-mængderne, som følger:

- På udarbejdelsestidspunktet forelå ingen eller kun forenklede værdier for CO₂-emissionen fra produktionsprocesserne.
- Problematikken i relation til eventuel differentiering mellem CO₂-emissioner fra fornybare og ikke-fornybare energikilder er endnu ikke afklaret.

Fra tabeller i rapporten og i bilagene kan hentes oplysninger om, hvor meget CO₂ der dannes ved el-produktion og ved produktion af procesenergi.

I rapporten er beskrevet en følsomhedsanalyse, der har til formål at undersøge, i hvilket omfang økobalancerne påvirkes af virkningsgraden for de forskellige energimodeller - inkl. den valgte "UCPTE 88".

Følsomhedsanalysen viser, at bortset fra aluminium har den gennemsnitlige virkningsgrad ringe indflydelse på energi-ækvivalensværdierne i økobalancerne.

På grund af følsomheden af systemet aluminium behandles det som et specialtilfælde, idet der i stedet for "UCPTE 88"-modellen er anvendt to alternative modeller som følge af, at aluminiumproduktionen har et stort forbrug af el-energi i forhold til termisk energi.

4.7.2 Struktur

Rapporten indeholder et afsnit for hvert emballage-materiale. For hvert emballage-materiale er opstillet en økobalance. Desuden er anført grundlaget for økobalancen, et flow-sheet for produktionen af emballage-materialet, forudsætninger, afgrænsninger og antagelser samt andre specielle forhold for det pågældende materiale.

De økologiske balancer er opstillet for det tidligere omtalte balanceområde. De indeholder værdier for materialeforbrug, primærenergiforbrug og energiforbrug, atmosfæriske emissioner, vandforbrug og emissioner til vand (vandbelastning) samt fast affald. Som tidligere nævnt er de anførte værdier specifikke værdier, dvs. pr. kg emballage-materiale.

Rapportens økobalancer er opstillet i tabelform. En kopi af en øko-balance fra BUWAL-rapporten er medtaget som bilag 3 til denne rapport.

Strukturen i økobalancerne gennemgås kort nedenfor:

Materialeforbrug

Under denne overskrift er anført de anvendte mængder (kg eller g) af samtlige råmaterialer og hjælpestoffer til produktion af 1 kg af det pågældende emballage-materiale.

Primærenergiforbrug

Herunder er angivet forbruget af naturgas (i dm³), let og svær fuelolie, kul, brunkul osv. (i g). Forbrugene til transport og til el-produktion er ikke medtaget her. Disse forbrug, målt i MJ eller kWh, indgår under afsnittet energiforbrug.

Energiforbrug

Herunder indgår bl.a. brændværdien af råmaterialer og hjælpestoffer, energiforbrug til udvinding og transport af råmaterialer, procesenergiforbruget, energiforbruget til "Precombustion" eller "Mining" (se afsnit 4.4.5 under "Energi"). Evt. energiproduktion fra biprodukter (fx bark) anføres med modsat fortegn (godskrivning). Energiforbruget anføres i MJ og kWh. Energiforbrugene til "produktion" summeres til en værdi i MJ og en værdi i kWh. På grundlag heraf og formlen i afsnit 4.6 under "Elektrisk energi" udregnes energi-ækvivalensværdien (i MJ). Energiforbruget/-gevinsten ved bortskaffelse af emballagen ind- eller modregnes. Sluttelig fås en energi-ækvivalensværdi for "produktion + bortskaffelse".

Luftemissioner

Herunder er anført emissionerne (i g eller mg) til den omgivende luft efter rensning. Der kan være to kolonner - én for "produktion" og én for "produktion + bortskaffelse".

Emissionerne fra "produktion" omfatter summen af emissionerne fra råstofudvinding, den egentlige produktion af emballagematerialet, udvinding og transport af primærenergiråstofferne samt fra produktionen af den energimængde, der skal anvendes til fremstilling af 1 kg emballagemateriale.

Vandforbrug

Vandforbruget (i liter) er overvejende procesvand.

Vandbelastning

Herunder er anført mængden af forureningskomponenter i spildevand efter rensning. Der kan være to kolonner - én for "produktion" og én for "produktion + bortskaffelse".

Tilsvarende, som nævnt under "Luftemissioner", er de anførte mængder summen af bidragene fra hele proceskæden og fra energiproduktionen.

Fast affald

Herunder er angivet mængden af fast affald (i henholdsvis g og cm³ deponivoluminen) fra udvinding af råstoffer, fremstillings-processen, forbrænding af primærenergiråstoffer, "Precombustion" eller "Mining" og el-produktionen. Hertil adderes værdierne fra bortskaffelse af emballagen.

4.8 Vurdering og diskussion af datausikkerheder

Værdierne i de økologiske balancer er opgivet uden angivelse af den usikkerhed, der må være på data af den karakter. For at få et billede af usikkerheden på dataene er man derfor henvist til at sammenholde dataene i de økologiske balancer med andre datakilder. Det er dog ikke muligt inden for rammerne af dette projekt at foretage en opgørelse af usikkerhederne på de mange data i økobalancerne, men for at give indtryk af variationerne i dataene fra forskellige kilder er der i nedenstående tabel anført sammenhørende data for LDPE-granulat og bleget sulfitpapir fra BUWAL-rapporten og fra UBA /8/.

Materiale	LDPE-granulat		Bleget sulfitpapir	
	BUWAL	UBA	BUWAL	UBA
Energiforbrug (MJ)	68,1	69,3	41,6	53,4
Støv (g)	0,00	0,39	7,46	3,85
CO (g)	0,71	0,90	2,71	14,33
HC (g)	8,80	4,20	2,32	1,61
NO _x (g)	1,23	5,85	2,68	7,61
SO ₂ (g)	1,15	8,29	6,62	42,29

De to datakilder benytter ganske vist hver sin energiforsyningsmodel, men det forhold kan ikke alene forklare den relativt store forskel, der er på nogle af dataene. En nærmere analyse viser, at de grunddata, der er benyttet i de to kilder, er forskellige. En sammenligning af data for spildevandsbelastningen fra de to datakilder viser i øvrigt også store forskelle.

Det er sandsynligt, at livscyklusanalyser udarbejdet af forskellige personer vil føre til forskellige resultater, fordi basisdata, opgørelsesmåder og forudsætninger vil vise sig at være forskellige. Det peger på behovet for at få standardiseret metoderne til udarbejdelse af livscyklusanalyser for at eliminere nogle af variationerne i de resulterende værdier.

Eksemplet ovenfor giver anledning til overvejelser med hensyn til valg af data til brug ved gennemførelse af livscyklusvurderinger. På kort sigt må det anses for mest korrekt at benytte gennemsnitsværdier af direkte sammenlignelige data som grundlag for livscyklusvurderinger. På lidt længere sigt må det anses for realistisk og mest korrekt at benytte virksomhedsspecifikke data, dvs. data som er målt i de produktionsvirksomheder, hvis produkter skal vurderes.

Vedrørende betydningen af datausikkerheder for produkternes miljøprofiler henvises til eksemplerne i afsnit 7.

4.9 Vurdering af BUWAL-dataene

BUWAL-rapportens økobalancer indeholder resultaterne af livscyklusanalyser for de emballage-materialer, som er omtalt i afsnit 4.4. Økobalancerne er formodentlig det mest omfattende datamateriale, der p.t. er offentligt tilgængeligt om materialers miljøbelastning.

BUWAL-dataene er således et meget væsentligt grundlag for vurderinger af emballagers miljømæssige effekter - til opstilling af miljøprofiler for emballager. Grundlaget er imidlertid utilstrækkeligt og datamaterialet har en række mangler, som er nævnt nedenfor:

- Det muliggør ikke en total livscyklusvurdering af emballager, idet data for fremstillingen af selve emballagen ud fra materialerne, emballering af varerne samt lagring, distribution og brug af emballagen ikke er med.
- Data for genbrug af emballager er ikke indeholdt i materialet, som derfor ikke kan benyttes til opstilling af miljøprofiler for returemballager.
- Dataene er primært gældende for schweiziske forhold.
- Der er ikke taget hensyn til virksomheders egenproduktion af el i kraft-varmeanlæg.
- Data for polycarbonat (PC), polyamid (PA) og polyvinylidenchlorid (PVdC) er ikke medtaget.
- Nogle organiske forbindelser emitteret til luft er ikke specificeret. Emissioner af dioxin er således ikke medtaget.
- Eventuelle miljøeffekter af deponeringen af fast affald er ikke opgjort.
- Det forudsættes, at aluminium ikke forbrændes i affaldsforbrændingsanlæg. Det er ikke korrekt for relativt tynde folier, der vil brænde og udvikle varme.
- Kuldioxid-emissioner er ikke medtaget for produktionsprocesser. Det er derfor ikke muligt at foretage beregninger/vurderinger i relation til drivhuseffekten.
- Der er ikke angivet usikkerheder på dataene.

Manglerne ved BUWAL-dataene betyder, at de er utilstrækkelige som grundlag for livscyklusvurderinger af emballager og emballagesystemer. Kun ved at udbygge dem med egne eller andres data er det muligt at få opbygget et solidt grundlag.

4.10 Økoprofiler

Ideen med opstilling af økoprofiler er at gøre de talrige informationer i økobalancerne sammenlignelige og håndterbare.

Økoprofiler dannes ifølge rapporten ved hjælp af en vurderingsmodel (modellen for kritiske belastninger), hvorved de forskellige emissioner, energiforbrug og affaldsmængder i økobalancerne sammenfattes til 4 karakteristiske kendetal. Det er således disse 4 kendetal, der tilsammen danner økoprofilen for et emballage-materiale eller for en emballage.

I rapporten advares om, at økoprofilerne altid vil være forenklinger, og at det kan være forkert at arbejde med dem uden at kende de tilsvarende økobalancer.

Økoprofilerne er i princippet en simpel form for livscykluseffektanalyse.

4.10.1 Modellen for kritiske belastninger

Kendetallene for emissioner til luft og vand dannes i henhold til en model, som beskrives nærmere i det følgende:

Ifølge modellen beregnes - for hver forureningskomponent i medierne luft og vand - et volumen, som gennem tilstedeværelsen af forureningskomponenten belastes til den tilladelige grænseværdi (kritiske belastning). De for hver forureningskomponent beregnede delvolumener adderes derefter til et samlet kritisk volumen for henholdsvis luft og vand. Det er disse to samlede kritiske volumener, der er de karakteristiske kendetal for emissioner til henholdsvis luft og vand for et givet materiale.

Til beregning af de kritiske luftmængder benyttes som grænseværdier MIK-værdierne (Maksimal immissions-koncentration ved vedvarende belastning) fra Luftreinhaltverordnung (LRV, Schweiz 1987). Hvor grænseværdier mangler i LRV, anvendes værdierne fra VDI-retningslinierne nr. 2306 og 2310. Manglende MIK-værdier udledes af MAK-værdier (Maksimal arbejdsplads-koncentration af sundhedsskadelige stoffer ved en daglig belastning på 8-9 timer).

Til beregning af de kritiske vandmængder benyttes grænseværdierne for udledning til vandløb i Schweiz iht. Verordnung über Abwassereinleitung (1988).

Kopi af rapportens tabel 5.0.1 indeholdende de benyttede grænseværdier er optaget i bilag 4 til denne rapport. Det skal i denne forbindelse understreges, at de lovmæssige grænseværdier ikke nødvendigvis er fastsat på grundlag af toksikologisk og økotoxikologisk viden.

Den anvendte model udelukker både akkumulerings- og sekundæreffekter samt forskellige forureningskomponents indvirkning på hinanden. I rapporten bemærkes, at der til vurdering af de nævnte effekter ikke p.t. findes egnede metoder.

Ved den beskrevne metode kan alle informationerne i økobalancerne ikke udnyttes. Det gælder fx organiske halogenforbindelser (AOX), som bl.a. dannes ved chlorblegning af cellulose, hvilket skyldes, at der ikke eksisterer grænseværdier for AOX.

Beregning af et kritisk volumen sker ud fra formlen:

$$\frac{\text{Emission}}{\text{Grænseværdi}} = \text{kritisk volumen}$$

Værdierne for kritiske luft- og vandmængder er kun *regnestørrelser*. Dimensionen er m³ for luft og dm³ (liter) for vand. Da der pr. volumennemængde kun betragtes én forureningskomponent, har den resulterende talværdi *ingen relation til virkeligheden*. Det vil derfor være helt forkert at tro, at emballage-materiale Y iht. økoprofilen forurener x-tusinde m³ luft eller dm³ vand.

Modellen for opgørelse af kritiske belastninger har den udmærkede egenskab, at det bliver muligt at addere emissioner af forskellige stoffer til samme medie (fx luft) til ét kendetal, som er karakteristisk for det pågældende materiale. Ulempen ved modellen er, at der i opgørelsen benyttes grænseværdier, som i flere tilfælde er fastlagt politisk, hvor de burde være baseret på international toksikologisk og økotoksikologisk viden.

En yderligere ulempe ved modellen er, at den ikke kan håndtere emissionen af stoffer, der bidrager til drivhuseffekten og til nedbrydning af ozonlaget.

4.10.2 Økoprofilens karakteristiske kendetal

Økoprofilen for 1 kg af et givet emballage-materiale dannes af de 4 sumværdier af de enkelte, beregnede kendetal som følger:

- Energi-ækvivalensværdi	MJ/kg
- Kritiske luftmængde	m ³ /kg
- Kritiske vandmængde	dm ³ /kg
- Fast affald	cm ³ /kg

Rapporten indeholder økoprofiler for alle de emballage-materialer, som arbejdet omfatter. Økoprofilerne præsenteres i tabeller.

Til illustration af principperne i økoprofilerne er der i bilag 5 til denne rapport kopier af nogle af rapportens økoprofiler.

For visse materialer inden for samme stofgruppe (plast og papir-/kartonprodukter) indeholder rapporten opsummerende tabeller og søjlediagrammer.

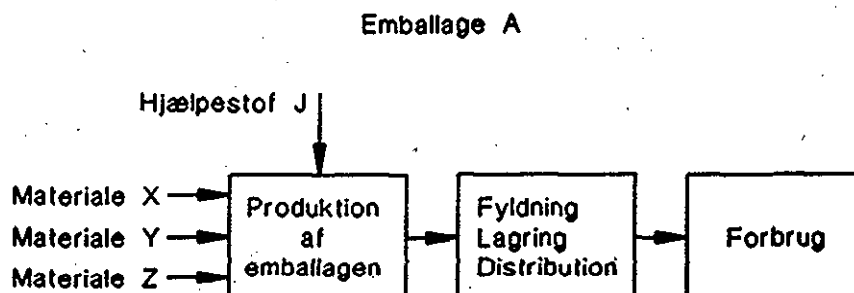
I bilag 6 i den foreliggende rapport er medtaget en kopi af rapportens tabel 5.6.1 indeholdende økoprofilerne for samtlige emballage-materialer, som er medtaget i arbejdet.

Det har dog ingen mening direkte at sammenligne disse økoprofiler for forskellige emballage-materialer, da de normalt vil indgå i emballager med forskellige vægtmængder. Den relevante sammenligning er økoprofiler for alternative emballager til samme vare og samme varemængde.

4.11 Opstilling af økoprofiler for emballager

Som tidligere omtalt er formålet med økotalancerne, at der ved vurdering af emballagers miljøvenlighed i så stor udstrækning som muligt skal benyttes objektive talværdier. Hvordan det foregår, på basis af det i BUWAL-rapporten beskrevne arbejde, illustreres nedenfor i et forenklet, teoretisk eksempel.

Emballering af et produkt giver følgende udgangssituation:



For at forsyne 1000 enheder af produktet med den aktuelle emballage skal fx følgende mængder af emballage-materialerne X, Y og Z benyttes:

Materiale	Mængde kg
X	10
Y	2
Z	0,5

Værdierne i økotalancerne for emballage-materialerne X, Y og Z multipliceres med mængdeangivelserne i ovenstående tabel og adderes. Derved opstår en ny "økotabel" som mellemresultat.

For processerne "Produktion af emballagen", "Fyldning, lagring og distribution" skal der analogt med økotalancerne for emballage-materialerne på basis af egne data opstilles økotalancer. Dvs. der er behov for informationer og data (ikke indeholdt i BUWAL-rapporten) om materialeforbrug, energiforbrug, emissioner til luft og i vand samt om fast affald.

Derefter adderes tilsvarende værdier i ovennævnte "økotabel" for emballage-materialerne X, Y og Z til økotalancerne for processerne "Produktion af emballagen", "fyldning, lagring og distribution" samt "forbrug". Resultatet er en økobalance for emballage A.

Denne procedure gentages for samtlige relevante alternative emballager for den aktuelle vare.

Ud fra de resulterende økotalancer for emballagerne A, B, C osv. opstilles økoprofiler som beskrevet i foregående afsnit, og en sammenligning af emballagernes effekt på miljøet (vurdering af deres miljøvenlighed) kan foretages.

4.12 Vurdering af den schweiziske økoprofilmetode

Ifølge det foranstående beskriver økoprofilen en emballages miljøvenlighed udelukkende ved hjælp af 4 karakteristiske kendetale - energiforbrug, kritisk luftmængde, kritisk vandmængde og voluminet af fast affald. Det er og bliver en forenkling af forholdene, hvilket der også loyalt gøres opmærksom på i BUWAL-rapporten.

Forenklingen kommer bl.a. til udtryk ved, at modellen kun kan håndtere kvantitative parametre, og at den udelukker både akkumulerings- og sekundæreffekter samt indflydelsen af forskellige forureningskomponenter på hinanden. Modellen muliggør heller ikke opgørelser i relation til drivhuseffekten og reduktioner i ozonlaget. Kvalitative parametre som potentielle produktionsrisici og arbejdsmiljøforhold er således ikke medtaget og indgår derfor ikke i vurderingen. Råmaterialerne til fremstilling af det enkelte emballage-materiale er ikke vægtet med hensyn til ressourceknaphed. Der er således heller ikke skelnet mellem fornybare og ikke-fornybare ressourcer.

Når man vil sammenligne økoprofilen (de fire kendetale) for flere alternative emballager til den samme vare med henblik på at vælge den mest miljøvenlige, er det dog nødvendigt, at alle 4 kendetale for den mest miljøvenlige emballage ikke alene er mindre end de 4 kendetale for de andre alternative emballager, men også er mindst 10% (skønnet) mindre for at tage højde for usikkerheden på basisdataene. Ellers er det ikke muligt entydigt at fastslå, hvilken emballage der er den mest miljøvenlige. Er alle kendetallene ikke mindre for en emballage end for en anden, vil man være i den situation, at man skal sammenligne ikke-sammenlignelige størrelser. Ønsker man alligevel at vælge, kan det ikke undgås, at det sker ud fra subjektive betragtninger.

4.13 Videreforarbejdning af materialer til emballager

Forarbejdningen af emballage-materialer til emballager kan have en væsentlig indflydelse på økobalancen for emballager eller emballage-systemer. Det vil være forkert simpelthen at vægte økobalancerne for emballage-materialerne med deres vægtandele i den pågældende emballage og benytte de således opnåede resultater uden analyse af de yderligere procestrin (fremstilling af emballagen, fyldning og distribution heraf osv.) ved sammenlignende vurderinger af hele emballage-systemer.

Da der findes mange forarbejdningsmetoder og endnu flere forskellige emballager, har det ikke været muligt inden for rammerne af arbejdet, der er grundlaget for BUWAL-rapporten, at give detaljerede data herfor.

For at give en fornemmelse af størrelsesordenen er der dog i rapporten angivet nedenstående oplysninger vedrørende videreforarbejdningen.

4.13.1 Beholderfremstilling

Fremstillingen af beholderglas ud fra glassmelten har ringe indflydelse på den samlede økobalance. Der er primært tale om elektrisk energi til drift af blæsestationerne.

Fremstilling af dåser ud fra aluminium eller hvidblik har i forhold til fremstillingen af emballage-materialerne en ringe miljømæssig effekt. Der er hovedsagelig tale om forbrug af elektrisk energi.

4.13.2 Papir-, karton- og bølgepapforarbejdning

De miljømæssige virkninger af simple klæbe- og foldningsmetoder er ubetydelige.

4.13.3 Laminater

Der foreligger ingen oplysninger om de miljømæssige effekter ved fremstillingen af emballager af laminater.

4.13.4 Trykning på emballager

Der foreligger ingen oplysninger om de miljømæssige effekter ved trykning på emballager.

4.13.5 Plastforarbejdning

Forarbejdningen af plastgranulat til egentlige emballager kan have en væsentlig indflydelse på økobalancerne.

Courtaulds, England opgiver en energi-ækvivalensværdi på 28 MJ/kg til forarbejdning af dobbelt strakt folie.

BASF, Tyskland opgiver et el-forbrug på 0,6 kWh/kg svarende til en energi-ækvivalensværdi på ca. 6 MJ/kg til fremstilling af en PVC-folie samt et materialetab på 1%.

/9/ angiver følgende energi-ækvivalensværdier for forskellige forarbejdningsprocesser:

- Folieekstrudering	3 - 6 MJ/kg
- Kalandrering af PVC-folie	ca. 6 MJ/kg
- Rørekstrudering	3 - 5 MJ/kg
- Blæseformning	5 - 15 MJ/kg
- Sprøjttestøbning	5 - 15 MJ/kg
- Opskumning af ekspandabel PS	ca. 6 MJ/kg
- Skumning af polyurethan (PUR)	0,5 - 3 MJ/kg

Til alle ovennævnte processer anvendes primært elektrisk energi. Den gennemsnitlige virkningsgrad for el-produktionen er anslået til 35%.

Energi-ækvivalensværdien for forarbejdning af plast kan udgøre mere end 30% af den tilsvarende værdi for granulatfremstillingen. I de fleste tilfælde udgør den dog mindre end 10% ifølge /9/.

På grundlag af disse oplysninger må det konkluderes, at det under alle omstændigheder er nødvendigt, når man skal udarbejde livscyklusvurderinger for emballager at få klarlagt, hvor store de miljømæssige effekter ved forarbejdningen af emballage-materialerne er.

5. Ny schweizisk model til opstilling af økoprofiler

Sideløbende med opdateringen af dataene i BUS-rapport nr. 24 er der i Schweiz gennemført et udviklingsarbejde med det formål at tilvejebringe en ny model til vurdering af miljøeffekterne af emballager i hele deres livscyklus (livscykluseffektanalyse). Udviklingsarbejdet er støttet finansielt af Migros Genossenschafts-Bund, og resultaterne er publiceret af BUWAL i oktober 1990 i rapport nr. 133 (SRU nr. 133) med titlen: "Methodik für Ökobilanzen auf Basis ökologischer Optimierung" /3/.

Udviklingsarbejdet blev igangsat, fordi modellen for kritiske belastninger ikke altid giver et entydigt svar på spørgsmålet om, hvilken emballage af de foreliggende alternativer, der er mest miljøvenlig. Det gør den nyudviklede model angiveligt.

Modellen, udviklet af Stefan Ahbe, Arthur Braunschweig og Ruedi Müller-Wenk, i det følgende benævnes ABM-modellen, gennemgås og vurderes i det følgende.

5.1 Præsentation af ABM-modellen

Indledningsvis skal gøres opmærksom på, at i den schweiziske rapport (SRU nr. 133) benyttes konsekvent udtrykket *Ökobilanz* om resultatet af effektvurderingen af de forskellige økologiske belastninger. I præsentationen af ABM-modellen benyttes i stedet udtrykket *miljøprofil*, da det er den benævnelse, der er ved at blive indarbejdet i dansk sprogbrug.

Modellen opererer med et begreb, i rapporten benævnt der "ökologische Knappheit", som oversættes til "økologisk udnyttelsesforhold". Det økologiske udnyttelsesforhold defineres som forholdet mellem den faktiske belastning (F) (resp. forbrug af en ressource, fx olie) og den kritiske belastning (F_k) (resp. forbrug af en ressource) af et økosystem med et givet miljøbelastende stof (fx NO_x).

F_k er den belastning, som netop ikke giver uoprettelige skader i et givet økosystem. Enheden er ton/år.

F er den faktiske belastning af det samme økosystem. Enheden er ton/år. Er $F > F_k$ er økosystemet overbelastet.

For en række miljøbelastende stoffer (resp. forbrug) beregnes for hvert stof en økofaktor (\emptyset) ifølge formlen:

$$\emptyset = \frac{1}{F_k} * \frac{F}{F_k} * 10^{12} \text{ økopoint/g} \quad (1)$$

Formlens andet led er det økologiske udnyttelsesforhold, som er defineret ovenfor. Er økosystemet fx belastet langt fra den tilladelige grænse med det givne stof ($F \ll F_k$), så bliver stoffets økofaktor væsentligt mindre end i situationen, hvor de to værdier er ca. lige store, hvilket ville betyde, at økosystemet ville være belastet nær sin grænse.

Formlens første led er et udtryk for "miljøskadeligheden" af et givet stof. Ledets funktion illustreres bedst ved et eksempel. Betragtes to stoffer, hvor F/F_k -forholdet er ens for begge stoffer (fx 0,5) og F_k for det ene stof er 100 t/år og for det andet stof 100.000 t/år. I det tilfælde kan man populært sige, at det første stof er 1000 gange mere miljøfarligt for økosystemet end det sidstnævnte. Dette forhold kommer netop til udtryk via formlens første led, idet det førstnævnte stofs økofaktor bliver 1000 gange større end det andet stofs.

I rapporten (SRU nr.133) er i tabel side 34 (kopi heraf findes i bilag 7 til denne rapport) angivet værdier for F_k og F for forskellige miljøbelastende stoffer gældende for Schweiz. Desuden er økofaktoren beregnet for hvert stof. F_k - og F -værdierne er taget fra forskellige schweiziske offentlige publikationer. I rapporten er for hvert stof (resp. forbrug) anført, hvor værdierne stammer fra.

Miljøbelastningen (U , udtrykt i økopoint), fremkaldt af emissionsmængden E af det pågældende miljøbelastende stof for 1 kg af det betragtede emballage-materiale, beregnes af formlen:

$$U = \emptyset * E$$

Eksempel på beregning af en miljøbelastning:

NO_x -emission ved fremstilling af 1 kg polypropylen (PP):

$$E = 6,407 \text{ g/kg (fra SRU nr. 132)}$$

$$\emptyset = 42,3 \text{ økopoint/g (beregnes ud fra formel I)}$$

$$U = 6,407 * 42,3 = 271 \text{ økopoint/kg}$$

5.2 Anvendelse af ABM-modellen - et teoretisk eksempel

Ved opstilling af miljøprofilerne for 2 alternative emballager til samme vare, benyttes følgende fremgangsmåde:

- Man tager udgangspunkt i basisdataene (økobalancerne) i BUWAL-rapporten (SRU nr. 132) og finder emissionsmængden (angivet i g/kg emballage-materiale) for hvert stof emitteret til luft og vand. For energi benyttes energi-ækvivalensværdien i MJ/kg og for fast affald mængden i g/kg emballage-materiale.
- Hver værdi multipliceres med den relevante økofaktor, som hentes fra tabellen side 34 i rapport SRU nr. 133. Der sker altså en vægtning for hvert enkelt stof.
- De beregnede økopoint adderes. Derved fås en sum af økopoint, som gælder for 1 kg af det pågældende emballage-materiale.
- Denne proces gentages for samtlige emballagematerialer, som indgår i hver af de 2 emballager.

- Vægten (i kg) af de materialer, der indgår i de 2 emballager, multipliceres med de beregnede økopoint-sumtal.
- Ved at addere de fremkomne økopoint for hvert materiale i den enkelte emballage fås et antal økopoint, som er karakteristisk for den pågældende emballage, kaldet miljøprofilen. Den emballage, der har de færreste økopoint, er angiveligt den mest miljøvenlige.

Forfatterne anslår usikkerheden på en emballages miljøprofil, beregnet iht. ovenstående, til ca. 10%. Dvs., ligger forskellen på 2 alternative emballagers miljøprofil inden for ca. 10%, bør de betragtes som værende lige miljøvenlige.

5.3 Vurdering af ABM-modellen

Det grundliggende i ABM-modellen er formlen, der benyttes til beregning af de miljøbelastende stoffers (resp. forbrug af ressourcer) økofaktor. Denne formel er meget enkel, idet der kun indgår to parameter i den. Den er logisk opbygget, men det kan være vanskeligt at acceptere, at så komplekse forhold som miljøbelastninger og -effekter kan udtrykkes så enkelt, og at forskellige miljøeffekter kan sammenfattes til én talværdi.

Umiddelbart er det svært at forholde sig til kvaliteten og lødigheden af de miljøprofiler, som frembringes ved hjælp af modellen. Det vil kræve et grundigt studium af modellen og et intensivt arbejde med praktiske eksempler at få et indgående kendskab til dens kvaliteter og mangler.

En række fordele og ulemper ved modellen er anført nedenfor:

Fordele:

- Særdeles nem at arbejde med
- Giver entydige svar
- Enkel beregningsmåde
- Den er åben - der kan tilføjes miljøbelastende stoffer efter behov
- Den kan tilpasses det enkelte økosystems særlige forhold

Ulemper:

- Rapportens værdier for F og F_k gælder kun for Schweiz
- Der skal tilvejebringes F - og F_k -værdier for andre materiale-producerende lande end Schweiz, for at modellen kan anvendes på alle emballager produceret i Danmark.
- Den forudsætter, at der ikke forekommer grænseoverskridende forurening.
- Akkumuleringseffekter og sekundære effekter medtages ikke.
- Den er baseret på begrebet "økologisk tålegrænse" (kritisk belastning), og den kræver, at et økosystems tålegrænse fastlægges. Erfaringer har imidlertid vist, at der er store vanskeligheder med at fastsætte absolutte værdier for tålegrænser, og hvor der fastsættes værdier, må disse ofte revideres, efterhånden som viden om økosystemerne øges. Det er i øvrigt tvivlsomt, om sådanne tålegrænser er en hensigtsmæssig måde at anskueliggøre miljøbelastninger på. Benyttelse af begreber som tålegrænser er således ikke foreneligt med renere teknologi-konceptet.

6. Gennemgang og vurdering af de schweiziske edb-programmer

6.1 OEKO-BASE I PLUS

Programmet er udviklet i 1987 af et schweizisk software-firma for Migros-Genossenschafts-Bund. Det består af en database og et regneprogram. I databasen er indlagt følgende 3 kendetal for 1 kg af de emballage-materialer, som indgår i SRU nr. 24:

- Energiforbrugstal
- Kritiske luftmængder
- Kritiske vandmængder

Til forskel fra SRU nr. 24 medtager programmet således ikke data for materialernes specifikke deponivolumener.

Databasen indeholder desuden:

- Brændværdier pr. kg for de brændbare emballage-materialer, hvorved det er muligt at godskrive materialerne den energi, der genanvendes ved bortskaffelse af emballager i forbrændingsanlæg.
- De førnævnte 3 kendetal, angivet pr. kg materiale, for nogle få processer som vask af flasker og transportkasser for flasker, hvorved det er muligt at opstille miljøprofiler for nogle genbrugssystemer.
- De førnævnte 3 kendetal gældende for transport med henholdsvis lastbil, jernbane og skib pr. ton pr. km.

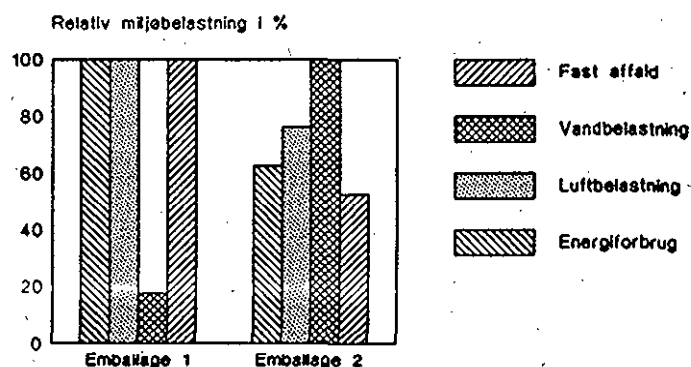
Regnedelen af programmet gør det muligt at opstille miljøprofiler for flere alternative emballager til samme mængde af samme vare.

Standardmængden er 1000 emballager. Fra databasen hentes værdierne for energiforbrug, luft- og vandbelastning for 1 kg af det pågældende emballagemateriale ind i regnedelen ved blot at vælge materialet i listen over materialerne. Vægten (i kg) af det pågældende materiale, som indgår i 1000 emballager indtastes, og programmet udregner totalværdierne for de 3 kendetal.

Tilsvarende kan vælges brændværdi, hvis materialet er brændbart, og bidragene fra processer og transport.

Programmet gør det muligt at udføre og sammenligne beregninger for flere emballager. Sammenligningerne kan enten skrives ud som talværdier eller fremstilles grafisk i form af søjlediagrammer. Programmets sammenligningsfunktion er indrettet således, at de største værdier fastsættes til 100%, og de lavere værdier angives i % i forhold hertil.

Et eksempel på en grafisk fremstilling af en sammenligning af miljøprofiler for 2 alternative emballager er vist nedenfor.



En speciel funktion i programmet sørger for automatisk at lagre udførte beregninger.

Programmet er desuden indrettet således, at man via et password kan få adgang til databasedelen for enten at korrigere de indlæste data eller at indlæse datasæt for nye emballage-materialer eller for processer til fremstilling af emballager ud fra materialerne.

Programmet er let at arbejde med. For en edb-fortrolig tager det mindre end 1 time at lære programmet at kende, så det er muligt at udnytte alle programmets funktioner.

I princippet foretager programmet blot beregninger, som man kunne gennemføre med lommeregner ved hjælp af dataene i SRU nr. 132. Men det går naturligvis hurtigere, når programmet benyttes. Programmets databasedel indeholder dog - udover rapportens data - også data for nogle få processer til fremstilling af selve emballagen ud fra emballage-materialerne samt transportdata. Disse supplerende data muliggør opstilling af miljøprofiler for nogle få emballagesystemer.

En emballages miljøprofil karakteriseres ifølge programmet ved 3 kendetaler: Energiforbrug samt belastning af luft og vand. Deponivoluminer, som er opgjort i SRU nr. 24, er ikke medtaget i programmet, hvilket man må undre sig over, når dataene faktisk foreligger.

Basisdataene i programmet er nu forældede, og med BUWAL-rapporten SRU nr. 132 er der tilvejebragt opdaterede data, som vil kunne indlægges i programmet i stedet for de forældede data.

En ulempe ved modellen bag programmet er imidlertid, at man ikke altid er sikker på at få et klart og entydigt svar på spørgsmålet om, hvilken emballage der er mest miljøvenlig. I det eksempel, der er vist i foranstående figur, er svaret netop ikke entydigt.

Figuren viser, at for emballage 1 er energiforbrug, mængden af fast affald og luftbelastningen klart større end de tilsvarende størrelser for emballage 2. Men vandbelastningen for emballage 2 er væsentlig større end for emballage 1. I den situation er det ikke muligt objektivt at afgøre, hvilken af de to emballager der er mest miljøvenlig. Et klart og

entydigt svar vil kræve at alle fire miljøparametre for den ene emballage er klart lavere end for den anden emballage.

Selv om programmet kan opdateres med de nye basisdata fra SRU nr. 132 samt udvikles og udvides med procesdata til brug under danske forhold, vil det ikke være tilfredsstillende, fordi det giver en forenkling af de faktiske forhold, og fordi man ikke i alle situationer er sikret et klart og entydigt svar på spørgsmålet om, hvilken af flere alternative emballager der er mest miljøvenlig. Denne ulempe har det nye program, OEKO-BASE II ikke.

6.2 OEKO-BASE II

Programmet er udarbejdet af Migros Genossenschafts-Bund. Det blev udbudt til salg i maj 1991.

Programmet er ikke, som man måske kunne forvente, en opdateret og videreudviklet udgave af OEKO-BASE I PLUS. Det er således ikke baseret på de 3(4) karakteristiske kendetal og modellen for kritiske belastninger.

OEKO-BASE II er derimod baseret på basisdataene (økobalancerne) i SRU nr. 132 og princippet om økologisk udnyttelsesforhold (ABM-modellen) ifølge SRU nr. 133.

Programmet består - som det tidligere program - af en databasedel og en regnedel. I databasen er indlagt emballage-materialerne fra SRU nr. 132 med deres beregnede økofaktor pr. g iht. ABM-modellen. Migros har desuden indlagt økofaktorer for enkelte processer og for transport til lands, til vands og i luften. Som for det tidligere program er der mulighed for at indlægge økofaktorer for nye materialer, hjælpestoffer, processer mm. samt at ændre allerede indlagte økofaktorer.

Programmet åbner endvidere mulighed for, at der i databasedelen kan indlægges virksomhedsspecifikke data, dvs. data for emballage-materialer, som er fremstillet af navngivne producenter. Ved opstilling af miljøprofiler for en given emballage vil man således på basis af flere sæt virksomhedsspecifikke data kunne opstille flere miljøprofiler for samme emballage ud fra samme emballage-materiale. På grundlag heraf kan det materiale, som er produceret mest miljøvenligt, udpeges. Det er vigtigt, at programmet har den mulighed, da det forventes, at netop "miljøvenlig produktion" vil blive en fremtidig konkurrenceparameter.

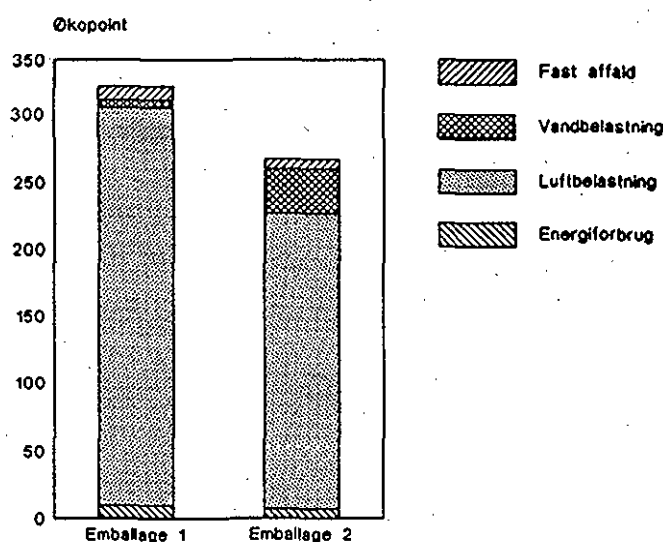
Når man vil opstille en miljøprofil for en given emballage vha. programmet, vælger man de materialer, emballagen består af, og de processer (få er til rådighed), materialerne skal underkastes osv. Man vælger et materiale/en proces ad gangen og indtaster materialemængden i g. Programmet udregner automatisk materialemængdens økopoint og summerer også automatisk alle økopointene for samtlige materialer/procestrin.

Beregningerne kan printes ud på en tilsluttet printer. Programmet lagrer automatisk alle udførte beregninger. Derved har man mulighed for at rette i en allerede udført beregning uden at skulle starte forfra. Funktionen giver også mulighed for at trække en tidligere udført beregning frem

og sammenligne den med en beregning for en ny, alternativ emballage, hvilket naturligvis er tidsbesparende.

Vil man sammenligne miljøprofilerne for 2 alternative emballager til samme mængde af samme vare, skal man først gennemføre beregningerne for hver emballage som ovenfor beskrevet. Man kan så enten sammenligne de 2 resulterende sumtal af de to beregninger, eller man kan vha. programmet få fremstillet resultaterne grafisk i form af søjlediagrammer. Den emballage, der har det laveste antal økopoint, er den mest miljøvenlige. Mellemlresultater angives som økopoint fordelt på energi, luft, vand og affald. Denne opdeling af økopointene kan også fremstilles grafisk.

Et eksempel på en grafisk fremstilling af en sammenligning af miljøprofiler for 2 emballager er vist i nedenstående figur.



Programmet er - som det tidligere program fra Migros - let at arbejde med. Sammenligninger af miljøprofiler for forskellige emballager resulterer i klare, entydige svar på spørgsmålet om, hvilken emballage af flere alternativer til emballering af samme mængde af samme vare der er mest miljøvenlig, såfremt summen af økopointene for hver emballage afviger med mere end 10%. Der er ikke behov for tolkninger af resultatet - det kan aflæses direkte. Fra et brugersynspunkt må programmet derfor betragtes som et ideelt værktøj til udvælgelse af de mest miljøvenlige emballager.

Spørgsmålet er alene om de basisdata og den model (ABM-modellen), der er grundlaget for programmet, kan accepteres bredt af LCA-specialister. Bliver det ikke tilfældet, vil anvendelsen af programmet som værktøj til udvælgelse af de mest miljøvenlige emballager heller ikke blive accepteret.

Det skal i denne forbindelse understreges, at programmet næppe - i den nuværende form - er anvendeligt under danske forhold, da en væsentlig del af datagrundlaget for opstillingen af miljøprofilerne er schweizisk (F - og F_x -værdierne). Tilsvarende danske data vil sandsynligvis være forskellige herfra og ikke umiddelbart tilgængelige.

7. Konkrete eksempler på miljøprofiler

Med henblik på at illustrere brugen af de schweiziske modeller og at undersøge indflydelsen på miljøprofilerne af usikkerheder på de data, som benyttes ved opstilling af miljøprofiler, opstilles i det følgende miljøprofiler for konkrete emballager.

Tallene i de efterfølgende eksempler er oplyst af Jessie Hallas, FDB's Centrallaboratorium.

Eksempel 1:

Vare: 3 kg vaskepulver

Til emballering af varen er foreslået tre alternative emballager:

- Emballage 1: Karton på basis af blegede naturfibre
Emballage 2: Karton på basis af blegede naturfibre og genbrugsfibre med hank af polypropylen
Emballage 3: Pose på basis af LD-polyethylen med bånd af LD-polyethylen med tynd ståltråd (regnes som PE)

Emballagernes bestanddele fremgår af nedenstående tabel.

Emballage	Materialer	Vægtandele i g*
1	blegede naturfibre	194,5**
2	blegede naturfibre (10%) genbrugsfibre (90%) polypropylen	19,5 175,0 0,6
3	LD-polyethylen polyethylen bånd	28,7 0,6

* Vejningen er ikke gennemført under kontrollerede omstændigheder

** Tallet er ikke fremkommet ved vejning. Det er skønnet. En karton af blegede naturfibre er i øvrigt ikke aktuel, da der altid indgår genbrugsfibre i større eller mindre omfang.

I de efterfølgende opgørelser medtages ikke bidragene fra forarbejdningen af materialerne til emballagen, fyldning og distribution samt forbrug. Limning af og trykning på emballagen er heller ikke medtaget.

Miljøprofiler

Miljøprofilerne i nedenstående tabel er opstillet på basis af værdierne i tabel 5.6.1 i BUWAL-rapport SRU nr. 132 efter modellen for kritiske belastninger.

Mængde(g)/ materiale	Energi- ækvivalens- værdi MJ	Kritisk luftmængde m ³	Kritisk vand- mængde dm ³	Deponi- volumen cm ³
194,5 Blegede naturfibre Total - Emballage 1	9,2	139.789	289,4	69,1
19,5 Blegede naturfibre	0,92	14.015	29,01	6,9
175,0 Genbrugsfibre	3,29	56.392	0,09	41,7
0,6 Polypropylen	0,30	1.989	0,73	1,8
Total - Emballage 2	4,51	72.396	29,83	50,4
29,3 LD-polyethylen Total - Emballage 3	1,39	6.774	3,14	8,60

Af tabellen fremgår det, at under de givne forudsætninger er alle 4 kendetal for emballage 1 højere end for emballage 2, og at kendetallene for emballage 2 er højere end for emballage 3. I henhold til modellen er emballage 3 således under de givne forudsætninger den mest miljøvenlige af de tre alternativer.

Vurdering af følsomhed

Af økoprofiltabellerne i SRU nr. 132 for blegede naturfibre fremgår det, at SO₂-emissionen bidrager med mere end 50% til den totale kritiske luftmængde (413.770 m³/kg af 718.711 m³/kg). Antages det, at denne SO₂-emission i virkeligheden kun er halvdelen af den opgivne værdi, bliver værdierne henholdsvis 206.885 m³/kg og 511.826 m³/kg. Konsekvenserne for de kritiske luftmængder for henholdsvis emballage 1 og 2 beregnes til henholdsvis 99.550 m³ og 68.362 m³.

Sammenholdes disse værdier med tilsvarende værdier i foranstående tabel (henholdsvis 139.789 m³ og 72.396 m³) fremgår det, at ændringen af SO₂-emissionen har størst virkning på de kritiske luftmængder for emballage 1. Ændringen har imidlertid ingen konsekvens for den miljømæssige rangering af de tre emballager.

Alternativ miljøprofil

Miljøprofilerne for de 3 vaskepulver-emballager opstilles også ved hjælp af OEKO-BASE II. Resultaterne fremgår af nedenstående tabel. De er angivet i UB (Umweltbelastungspunkte = økopoint). UB-værdierne er opført i tabellen med to decimaler, fordi programmet udregner værdierne på den måde. Men der er ikke grundlag for at angive værdierne med den nøjagtighed.

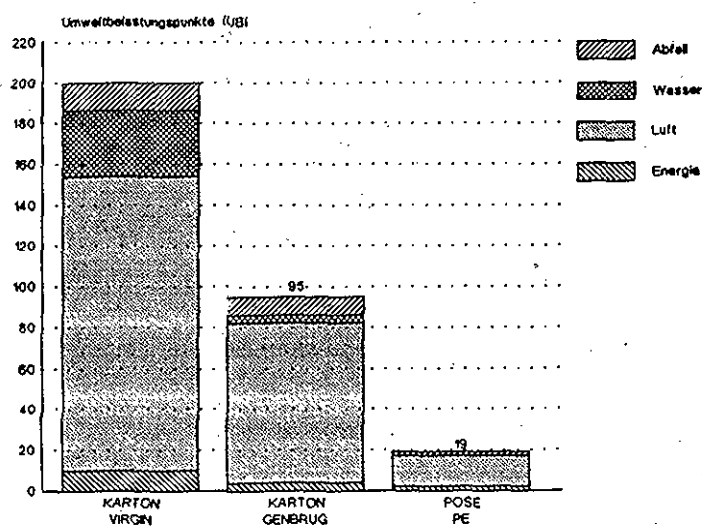
Mængde(g)/ materiale	Energi UB	Luft- belastning UB	Vand- belastning UB	Affalds- mængde UB	I alt UB
194,5 Blegede naturfibre	9,16	143,97	33,31	13,42	199,86
Total - Emballage 1					
19,5 Blegede naturfibre	0,92	14,43	3,34	1,35	20,04
175,0 Genbrugsfibre	3,28	63,42	0,00	8,11	74,81
0,6 Polypropylen	0,03	0,41	0,00	0,03	0,47
Total - Emballage 2	4,23	78,26	3,34	9,49	95,32
29,3 LD-polyethylen	1,41	16,11	0,04	1,49	19,05
Total - Emballage 3					

De 3 emballagers miljøprofiler er vist grafisk i nedenstående figur.

Øko-base II
IRMA A/S RØDOVRE Rødovre, 17.09.91

VASKEPULVER
=====

EMBALLAGE



Som det fremgår af værdierne i skemaet og af figuren, er den miljømæssige rangering af emballagerne som i den første del af eksemplet.

Vurdering af følsomhed

For at undersøge effekten på miljøprofilerne af usikkerheden på basisværdierne reduceres NO_x-emissionen for blegede naturfibre fra 6,178 g/kg til 1,5 g/kg (ca. 25%).

For emballage 1 betyder det, at de 143,97 UB reduceres til 105,48. Emballagens totale UB reduceres fra 199,86 til 161,27.

Beregningerne er som følger:

$$6,178 * 42,30 (\text{økofaktor}) * 0,1945 (\text{vægt af naturfibre}) = 50,83 \text{ UB}$$

$$1,5 * 42,30 * 0,1945 = \underline{12,34 \text{ UB}}$$

$$\text{Forskel} \quad \quad \quad \underline{38,49 \text{ UB}}$$

Forskellen trækkes fra 143,97 UB (luftemissionsværdien), hvilket giver 105,38 UB.

For emballage 2 bliver de tilsvarende beregninger:

$$6,178 * 42,30 * 0,0195 = 5,10$$

$$1,5 * 42,30 * 0,0195 = \underline{1,24}$$

$$\text{Forskel} \quad \quad \quad \underline{3,86}$$

Forskellen trækkes fra 78,26 (luftemissionsværdien), hvilket giver 74,4. For emballage 2 bliver resultatet, at total-UB ændres fra 95,32 til 91,46.

Af ovenstående fremgår det, at ved anvendelse af de schweiziske modeller betyder usikkerhederne på basisdataene kun noget væsentligt, når der er tale om, at materialer indgår i emballager med væsentlige vægtandele.

For at ændre den miljømæssige rangering mellem emballage 2 (genbrugs-kartonen) og emballage 3 (PE-posen) skal fx emballage 3's bidrag til luftforureningen øges fra ca. 16 UB til ca. 110, dvs. med en faktor 7. En usikkerhed på emissioner til luft for PE i den størrelsesorden virker ikke sandsynlig.

For at undersøge effekten på miljøprofilerne af usikkerheden på det "økologiske udnyttelsesforhold" ændres F-værdien, NO_x, til den halve værdi (simuleret ændring af schweiziske forhold til danske).

Det betyder, at økofaktoren for NO_x bliver halveret.

Resultatet er, at UB-værdien for emballage 1 reduceres med $0,5 * 50,83 = \underline{25,42}$, og at totalværdien reduceres fra 199,86 til 174,44.

For emballage 2 betyder halveringen af F-værdien for NO_x følgende:

For andelen af bleget naturfibre er UB-værdien for NO_x-emissionen tidligere opgjort til 5,10. Den reduceres nu til 2,55.

NO_x-emissionen for genbrugsfibre er ifølge tabel 5.4.2 i SRU nr. 132 3,0 g/kg. UB-værdien for NO_x-bidraget fra genbrugsfiberdelen udgør i de to tilfælde:

$$3,0 * 42,30 * 0,175 = 22,20 \text{ UB}$$

$$3,0 * 41,15 * 0,175 = 11,10 \text{ UB}$$

For emballage 2 betyder halveringen af F-værdien, at bidraget fra NO_x-emissionen reduceres med 2,55 + 11,10 = 13,65 UB, og at totalværdien reduceres fra 95,32 til 81,67.

For emballage 3 beregnes ændringen - idet NO_x-emissionen er 5,444 g/kg for LDPE - til:

$$5,444 * 42,30 * 0,029 * 0,5 = 3,4 \text{ UB}$$

For emballage 3 reduceres UB-værdien fra 19,05 til 15,65.

Halveringen i F-værdien for NO_x reducerer således miljøprofilværdierne for de 3 emballager, men den relative miljøprofil for emballagerne ændres ikke.

Halveres F_k-værdien for NO_x, forøges økofaktoren med en faktor 4. For emballagerne 1, 2 og 3 betyder ændringen, at totalværdierne forøges med henholdsvis 203, 109 og 27 UB. Halveringen af F_k-værdien ændrer ikke den miljømæssige rangering af de tre emballager.

Eksempel 2:

Vare: 500 g tomater

Til emballering af varen er foreslået to alternative emballager:

- Emballage 1: Bakke af ekspanderet polystyren (polystyrenskum) med PVC-strækfilm
Emballage 2: Bakke af genbrugsfibre (100%) med PVC-strækfilm

Emballagernes bestanddele fremgår af nedenstående tabel.

Emballage	Materialer	Vægtandele i g*
1	ekspanderet polystyren (EPS)	7,0
	PVC-strækfilm	2,9
2	genbrugsfibre	21,6
	PVC-strækfilm	2,9

* Vejningen er ikke gennemført under kontrollerede omstændigheder

Miljøprofiler

Miljøprofilerne i nedenstående tabel er opstillet på basis af værdierne i tabel 5.6.1 i SRU nr. 132 efter modellen for kritiske belastninger. Da PVC-strækfilm indgår i begge emballager med samme vægtmængde, ses bort fra den.

Medtages PVC i opgørelsen, vil bidraget til luftforureningen (hydrogenchlorid fra forbrænding af emballagen) overskygge bidragene fra de øvrige materialer.

Bidragene for forarbejdningen af materialerne til emballager, transport, pakning og forbrug medtages ikke i opgørelserne.

Mængde(g)/ materiale	Energi- ækvivalens- værdi MJ	Kritisk luftmængde m ³	Kritisk vand- mængde dm ³	Deponi- volumen cm ³
7,0 Polystyren	0,39	4.731	0,42	2,37
Total - Emballage 1				
21,6 Genbrugsfibre	0,41	6.960	0,0	5,15
Total - Emballage 2				

Som det fremgår af ovenstående tabel, har fiberbakken under de givne forudsætninger klart højere værdier for kritisk luftmængde og deponivolumen end EPS-bakken. Energiækvivalensværdierne er stort set ens, mens værdierne for kritisk vandmængde er størst for EPS-bakken. På dette grundlag er det derfor ikke muligt at afgøre, hvilken af de to emballager der er mest miljøvenlig.

Alternative miljøprofiler

Miljøprofilerne for de 2 tomat-emballager opstilles også ved hjælp af OEKO-BASE II. Resultaterne er indeholdt i nedenstående tabel. De er angivet i UB (Umweltbelastungspunkte = økopoint).

Emballage	Energi UB	Luftbelast- ning UB	Vandbelast- ning UB	Affalds- mængde UB	I alt UB
1	0,40	7,98	0,01	0,47	8,86
2	0,40	7,83	0,00	1,00	9,23

Som det fremgår af ovenstående tabel, er miljøprofilerne for de to tomat-emballager under de givne forudsætninger så tæt på hinanden, at det reelt ikke er muligt at afgøre, hvilken emballage der er mest miljøvenlig.

Havde eksemplet været:

Emballage 1: EPS-bakke med 2,9 g PVC-strækfilm

Emballage 2: Fiberbakke med 2,9 g PE-strækfilm

ville emballage 2 være miljømæssigt klart bedre end emballage 1 på grund af PVC-filmens emission af chlorbrinte ved bortskaffelse i forbrændingsanlæg. 2,9 g PVC bidrager alene med 21,2 UB.

Hvad viser eksemplerne?

Det er naturligvis ikke muligt på grundlag af få, tilfældigt valgte eksempler at drage klare konklusioner om datamaterialet og OEKO-BASE II. Der kan kun være tale om indikationer.

Eksemplerne antyder, at:

- vægten af emballagen har stor indflydelse på dens miljøprofil. Der tegner sig den logiske hovedregel, at jo mere en emballage vejer, desto mere miljøbelastende er den,
- når der er store forskelle på miljøprofilerne for alternative emballager til samme vare, har usikkerhederne på de miljøbelastende parametre (basisdataene) ringe betydning for den indbyrdes miljømæssige rangering af emballagerne. Jo tættere miljøprofilerne for alternative emballager er på hinanden, desto større betydning har usikkerhederne på basisdataene for rangeringen, og
- når miljøprofilerne for alternative emballager til samme vare ligger tæt på hinanden, er det ikke muligt at afgøre, hvilken emballage der er mest miljøvenlig. Der er dog ikke ud fra disse eksempler grundlag for at afgøre, hvor store forskellene på miljøprofilerne bør være, for at man kan afgøre, hvilken emballage der er mest miljøvenlig.

Den simple følsomhedsanalyse i eksempel 1 på F- og F_k-værdierne har ikke afklaret, hvilken virkning usikkerheder på disse værdier kan have på miljøprofilerne. I eksemplet er følsomhedsanalysen gennemført for F-værdierne for NO_x, som emitteres ved fremstillingen af alle tre emballager. Det er sandsynligt, at følsomheden havde været større, hvis ændringen af F-værdierne var gennemført for et forurenende stof, som kun emitteres ved fremstillingen af én af de tre emballager. Det schweiziske materiale indeholder imidlertid ikke data, der umiddelbart muliggør en sådan analyse.

8. Krav til et dansk edb-program analogt til OEKO-BASE II

Som det fremgår af afsnit 6, kan OEKO-BASE II ikke uden videre anvendes på danske forhold. Programmet kan reelt heller ikke i alle situationer anvendes på schweiziske forhold, da flere af de emballage-materialer, der indgår i databasedelen, ikke produceres i Schweiz. I SRU nr. 133 er der argumenteret for - på trods heraf - det tilladelige i at benytte programmet på schweiziske forhold.

Argumentet er, at man bør benytte den forholdsvis strenge schweiziske målestok (grænseværdier) for miljøbelastninger også for materialer, der fremstilles uden for Schweiz. Gør man ikke det, kan resultatet blive, at materialer fremstillet uden for Schweiz vil blive foretrukket. Det medfører en "eksport" af miljøbelastninger, hvilket naturligvis ikke kan være målet med en miljømæssig vurdering af emballager.

Argumentationen virker noget søgt, idet målet er at reducere både de regionale og globale miljøbelastninger ved at vælge de mindst miljøbelastende emballager og derigennem fremme udviklingen af mere miljøvenlige og mindre energiforbrugende processer.

I den nuværende version vil programmet i princippet kun kunne anvendes under danske forhold på emballager, som udelukkende er fremstillet ud fra materialer, der er produceret i Schweiz. En yderligere forudsætning er, at energiforbrug og miljøbelastninger fra processer, transport og affaldsbortskaffelse udført i Danmark er så forsvindende små, at der kan ses bort fra dem.

Hvis alle de nævnte mangler og forudsætninger for anvendelse af et program som OEKO-BASE II accepteres, må der for at kunne udvikle programmet til brug under danske forhold foreligge oplysninger om de økologiske udnyttelsesforhold (F - og F_k -værdier) for en række miljøbelastende stoffer gældende for de lande, hvorfra danske emballagebrugere og -producenter importerer deres råvarer. (I bilag 8 er resultatet af en kortlægning af oprindelseslande for emballageråvarer gengivet). Desuden må tilsvarende værdier for den faktiske belastning (F -værdier) for danske forhold fremskaffes for fx at kunne regne på dansk produceret glas, affaldsbortskaffelse i Danmark og på danske processer til fremstilling af emballager ud fra materialerne.

Hvis F -værdierne for de relevante lande afviger væsentligt fra de schweiziske, hvilket endog er meget sandsynligt, vil det være nødvendigt at indlægge disse værdier i et edb-program, der skal udvikles til brug under danske forhold. Det vil medføre, at opbygningen af programmet bliver relativt kompliceret og dermed omkostnings- og tidskrævende.

Værdier for den kritiske belastning (F_k -værdier) af økosystemer findes kun i meget få tilfælde, og yderligere værdier kan næppe fremskaffes inden for en rimelig tidshorisont.

Selv om OEKO-BASE II ikke udvikles til danske forhold, vil det til enhver vurdering af emballagers miljøforhold være nødvendigt, at der fremskaffes basisdata for energiforbrug og miljøbelastninger for processer

til fremstilling af emballager ud fra materialerne. Tilsvarende data må fremskaffes for processer, der vedrører genbrug af emballager. Da det er meget ressourcekrævende at fremskaffe disse data, bør der indledningsvis ske en vurdering af størrelsesordenen af sådanne data for de enkelte processer. I tilfælde, hvor energiforbrugene og miljøbelastningerne fra processerne vurderes som forsvindende små i forhold til de tilsvarende værdier for fremstillingen af materialerne, vil der kunne ses bort fra dem, og det vil være unødvendigt at fremskaffe detaljerede data. Det vil således kun være nødvendigt at fremskaffe supplerende data for processer, som bidrager væsentligt til en emballages samlede miljøprofil.

Generelt vil det være nødvendigt at fremskaffe data (eller i første omgang at vurdere størrelsesordenen af dem) for energiforbrug og miljøbelastninger for de processer eller aktiviteter, som ikke er med i balanceområdet på figuren side 21.

9. Konklusion

Under nærværende projekt er to værktøjer i form af de schweiziske edb-programmer OEKO-BASE I PLUS og OEKO-BASE II og datagrundlagene for dem gennemgået, analyseret og vurderet.

Datagrundlaget for OEKO-BASE I PLUS er forældet og er erstattet af et opdateret og udvidet datamateriale, som er datagrundlaget for OEKO-BASE II.

Det nyeste schweiziske datamateriale (1991), som indeholder data for en række af de mest anvendte materialer til emballager, er et meget væsentligt grundlag for livscyklusvurderinger (LCA) af emballager. Men da det har en række mangler, er det et utilstrækkeligt grundlag. Kun ved at udbygge materialet vil det være egnet til formålet.

Den model (modellen for kritiske belastninger), OEKO-BASE I PLUS benytter til opstilling af miljøprofiler for emballager, beskriver en emballages belastning af miljøet udelukkende ved hjælp af 4 karakteristiske kendetal - energiforbrug, kritisk luftmængde, kritisk vandmængde og voluminet af fast affald. Det er en meget forenklet form for livscykluseffektanalyse. Forenklingen kommer til udtryk ved, at modellen kun kan håndtere og vurdere kvantitative miljøeffekter. Kvalitative miljøeffekter som potentielle produktionsrisici og arbejdsmiljøforhold indgår slet ikke i vurderingen.

Modellen har desuden den ulempe, at når man vil sammenligne miljøprofilen for flere alternative emballager til samme vare med henblik på at vælge den mest miljøvenlige, er det nødvendigt, at alle 4 kendetal for den mest miljøvenlige emballage er mindre end de 4 kendetal for de andre alternative emballager.

Da modellen giver et meget forenklet billede af emballagers effekter på miljøet, kan den ikke anbefales til livscyklusvurderinger (LCA) af emballager.

Eftersom OEKO-BASE I PLUS er baseret på det forældede datamateriale og på modellen for kritiske belastninger, kan det ikke anbefales, at den videreudvikles til brug under danske forhold, heller ikke hvis det opdaterede datamateriale benyttes som grundlag.

OEKO-BASE II anvender en nyudviklet model (ABM-modellen) til opstilling af miljøprofiler for emballager. ABM-modellen har følgende fordele i forhold til modellen (modellen for kritiske belastninger), der benyttes i OEKO-BASE I PLUS:

- Giver entydige svar
- Den er åben - der kan tilføjes miljøbelastende stoffer efter behov
- Den kan tilpasses det enkelte økosystems særlige forhold

Til gengæld har modellen bl.a. følgende ulemper:

- Væsentlige data, som ifølge modellen skal benyttes til opstilling af miljøprofiler, er umiddelbart kun tilgængelige for Schweiz

- Den forudsætter, at der ikke forekommer grænseoverskridende forurening
- Den er baseret på begrebet "økologisk tålegrænse" (kritisk belastning), og den kræver, at et økosystems tålegrænse fastlægges. Erfaringer har imidlertid vist, at der er store vanskeligheder med at fastsætte absolutte værdier for tålegrænser, og hvor der fastsættes værdier, må disse ofte revideres, efterhånden som viden om økosystemerne øges. Det er i øvrigt tvivlsomt, om sådanne tålegrænser er en hensigtsmæssig måde at anskueliggøre miljøbelastninger på. Benyttelse af begreber som tålegrænser er således ikke foreneligt med renere teknologi-konceptet.

Da OEKO-BASE II benytter et mangelfuldt datagrundlag og en effektiviseringsmodel med uacceptable ulemper, kan det ikke anbefales at udvikle et program på grundlag heraf til brug under danske forhold.

Det skal i den forbindelse nævnes, at der både via et nordisk projekt og via en international indsats i løbet af 1-3 år vil blive udviklet værktøjer, som vil være væsentligt mere anvendelige og bredere anerkendte end det schweiziske.

I øvrigt er der en livlig aktivitet på LCA-området for tiden. Det er derfor sandsynligt, at der i løbet af meget kort tid (ca. 1 år) også vil være data til rådighed, som er af en væsentligt bedre kvalitet end de schweiziske. I bedste fald vil der i løbet af 1-2 år både være acceptable data og værktøjer til rådighed for opstilling af troværdige miljøprofiler for emballager. Meget tyder således på, at udviklingen har indhentet det foreliggende projekt, som påbegyndtes i foråret 1990, på hvilket tidspunkt der ikke forelå oplysninger om, at alternativer til det schweiziske materiale var på vej.

10. Litteraturoversigt

- /1/ Oekobilanzen von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 24. Bundesamt für Umweltschutz, Bern, April 1984.
- /2/ Oekobilanz von Packstoffen Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Februar 1991.
- /3/ Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 133. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Oktober 1990.
- /4/ Society of Environmental Toxicology and Chemistry:
A Technical Framework for Life-cycle Assessments, 1991.
- /5/ Umweltwirkungsanalysen von Energiesystemen:
Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme, Hessens Ministerium
for Erhverv og Teknik, Wiesbaden, 1990.
- /6/ Statistik 1990. Dansk Elforsyning. Danske Elværkers Forening
1991.
- /7/ Nordel. Årsberetning 1990.
- /8/ Vergleich der Umweltauswirkungen von Polyethylen- und Papiertra-
getaschen. Umweltbundesamt, Berlin, 1988.
- /9/ H. Kindler, A. Nikles:
Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen, Kunststoffe vol.
70, nr. 12, 1980, p.802-807.

Tabelle 28 : ERGEBNISSE DER ÖKOBILANZEN

Verpacken von Milch
1000 Packungen zu 1 Liter

<u>Packungsart</u>	<u>Gewicht</u> (kg)	<u>Energieverbrauch</u> (MJ th eq)		<u>Luft</u> <u>krit. Vol.</u> (Mio m3)	<u>Wasser</u> <u>krit. Vol.</u> (m3)	<u>Feste Abfälle</u> (Deponievolumen) (dm3) = Liter	
		ohne Entsorgung	mit Entsorgung			ohne Entsorgung	mit Entsorgung
Schlauchpackung (Kunststoff)	7.0	519.1	404.3	5.865	2.957	0.349	2.281
Leichtflasche (Kunststoff)	22.0	1842.	1509.	20.53	17.18	3.008	9.750
PKV -packung (Papier/K'stoff)	25.0	1956.	1770.	30.93	153.9	1.301	8.320
Mehrweg-Glasflasche (40 Umläufe) Flaschenwäsche:	12.1	381.0	378.7 + 270. 648.7	5.435	9.344 + 22.5 31.84	3.298	6.843
Mehrweg-Glasflasche (20 Umläufe) Flaschenwäsche:	22.1	457.4	455.8 + 270. 725.8	7.492	10.13 + 22.5 32.63	5.153	11.25
Kunststoff-Flasche	48.0	3564.	2788.	40.72	27.45	2.396	15.56

Bei den Mehrweg-Glasflaschen wurde mit folgenden Werten bilanziert:

- Wäsche der Glasflaschen: Energiemehrverbrauch = + 270 MJ th

Zusätzliche Wasserbelastung = + 22.5 m3 kritisches Wasservolumen,
ein relativ hoher Wert, der 450 Gramm BSB5 entspricht.

- Transport:

Für den Transport der leeren Flaschen wurde kein besonderer Zuschlag
mehr gemacht, da bei allen Packstoffen ein Betrag für den Transport
der Abfälle eingesetzt wird (Code 1642).

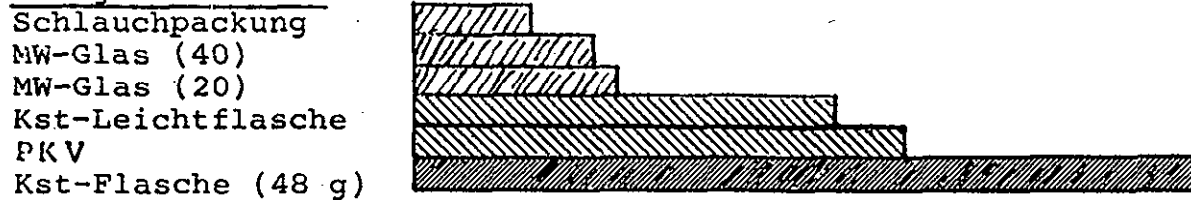
Graphik 2: ERGEBNISSE DER ÖKOBILANZEN

Darstellung von Daten aus der Tabelle 28, p.69.

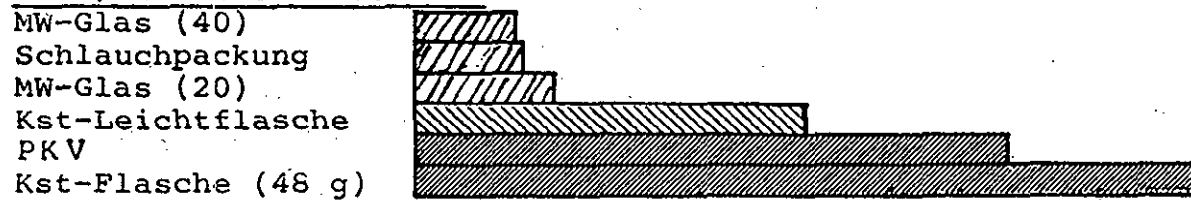
Normierung der Werte: Bei jedem Parameter wird der grösste Einzelwert einer Verpackungsvariante als 100 % der Skala dargestellt und die %-Werte der andern Varianten werden entsprechend berechnet.

Es werden die in der Tabelle 28 hervorgehobenen Werte dargestellt, die Graphik gilt also unter Einschluss der Entsorgung der Abfälle und unter Berücksichtigung der Wäsche der Glasflaschen.

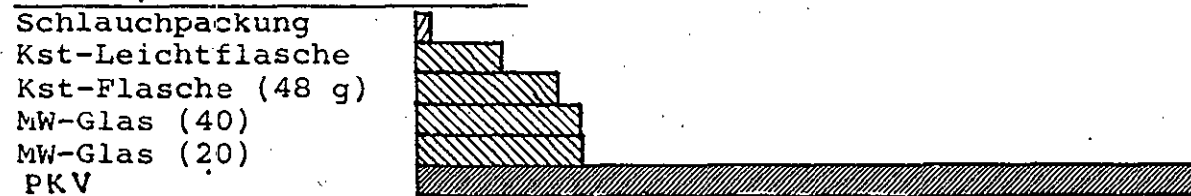
Energieverbrauch



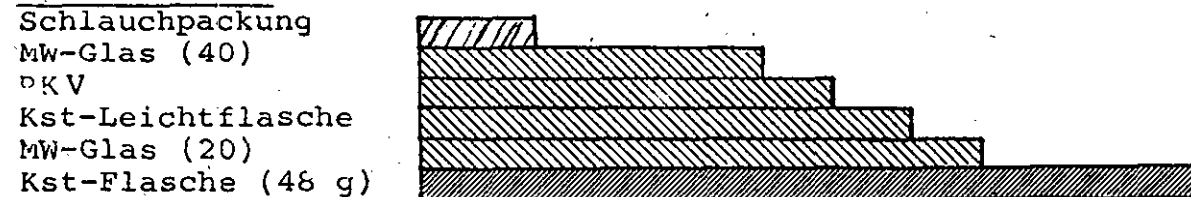
Luft, kritisches Volumen



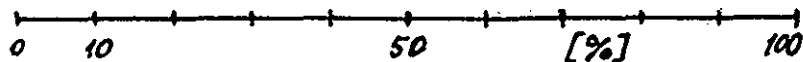
Wasser, kritisches Volumen



Feste Abfälle



Massstab:



Abkürzungen: Die hier abgekürzten Bezeichnungen für die Verpackungsarten sind auf der vorherigen Seite 69 vollständig angegeben.

Oekobilanz von Weissblech

Bilanzierung pro kg Weissblech

Materialeinsatz		0% Recycling	50% Recycling	100% Recycling
Eisenerz	[g]	1169.4	556.3	0.0
Weissblechschrott	[g]	0.0	500.0	1000.0
sonst. Schrott	[g]	231.0	226.0	175.4
Kalkstein	[g]	119.8	57.0	0.0
Zuschlagstoffe	[g]	108.4	51.6	0.0
Walzöl	[g]	7.7	7.7	7.7

Energieträgerbedarf für 1kg Weissblech exkl. Transporte und Stromproduktion				
Gas	[dm3]	108.7	71.4	37.7
Heizöl schwer	[g]	53.1	52.3	51.3
Heizöl extraleicht	[g]	1.1	0.5	0.0
Kohle (inkl. Koks)	[g]	492.3	252.8	35.4

Energie		0% Recycling	50% Recycling	100% Recycling
Materialeintrag (Walzöl u. Elektroden)	[MJ]	0.333	0.388	0.438
Weissblechproduktion	[MJ]	21.870	14.623	8.051
Transporte (total)	[kWh]	0.803	0.983	1.147
	[MJ]	1.812	0.889	0.050
Precombustion	[kWh]	0.004	0.009	0.015
	[MJ]	1.841	0.986	0.422
Gutschrift Recycling	[MJ]	0.000	0.000	0.000
Gutschrift KVA	[MJ]	0.000	0.000	0.000
total	[MJ]	25.857	16.886	8.962
	[kWh]	0.807	0.992	1.162
E äq nach UCPT 88	[MJ]	33.5	26.3	20.0

Tab. 4.5.1: Oekobilanz von Weissblech

Atm. Emissionen		0% Recycling	50% Recycling	100% Recycling
Partikel	[g]	26.9553	13.2787	0.8636
CO	[g]	1.3814	1.6575	1.9085
HC	[g]	16.5270	10.6203	5.2620
NOx	[g]	2.7329	2.5314	2.3496
N2O	[g]	0.4053	0.3029	0.2100
SO2	[g]	8.4503	6.8221	5.3468
Aldehyde	[g]	0.0092	0.0072	0.0054
F-	[g]	0.0000	0.0002	0.0003
HF	[g]	0.0005	0.0002	0.0000
NH3	[g]	0.0735	0.0358	0.0016
sonst. organ. Verb.	[g]	0.0169	0.0129	0.0092
Teer	[g]	0.0001	0.0005	0.0009

Wasser		0% Recycling	50% Recycling	100% Recycling
Verbrauch	[dm3]	80.0	38.1	0.0
Belastung				
gel. Feststoffe	[g]	0.9516	0.9885	1.0223
susp. Feststoffe	[g]	0.3180	0.3088	0.3005
BOD	[g]	0.0052	0.0027	0.0005
COD	[g]	0.0013	0.0014	0.0014
Ammoniak	[g]	0.0065	0.0035	0.0007
Chloride	[g]	0.0000	0.0000	0.0000
Cyanide	[g]	0.0001	0.0000	0.0000
Fe-Ionen	[g]	0.1000	0.1000	0.1000
Fluoride	[g]	0.0334	0.0272	0.0216
Sulfide	[g]	0.0002	0.0001	0.0000
HCl	[g]	2.0000	2.0000	2.0000
Na-Ionen	[g]	0.0002	0.0002	0.0003
Nitrate	[g]	0.0003	0.0003	0.0004
Oele	[g]	0.5142	0.5145	0.5149
Phenole	[g]	0.0003	0.0001	0.0000
Sulfate	[g]	0.0002	0.0003	0.0003
Teer	[g]	0.0000	0.0000	0.0000

feste Abfälle		0% Recycling	50% Recycling	100% Recycling
Weissblechproduktion	[g]	69.7	54.7	40.9
Verbrennung von	[g]			
Energieträgern	[g]	2.3	2.3	2.3
Precombustion	[g]	286.9	147.4	20.8
Stromproduktion	[g]	39.6	48.7	57.0
total Produktion	[g]	398.5	253.1	121.0
	[cm3]	443.8	282.3	135.5
Entsorgung	[g]			
Verbrennung	[g]	800	400.0	0.0
Deponie	[g]	200	100.0	0.0
total Prod. u. Entsorg.	[g]	1398.5	753.1	121.0
Deponievolumen	[cm3]	768.5	444.6	135.5

Tab. 4.5.1: Oekobilanz von Weissblech: Fortsetzung

Parameter	Abkürzung	benützte Werte [mg/m ³]	MIK-Werte LRV 87 [mg/m ³]	MIK-Werte VDI 2340 [mg/m ³]	MAK-Wert SUVA 1990 [mg/m ³]
Staub, Partikel		0.07	0.07	0.15	20
Kohlenmenoxid	CO	8	8	10	33
Ammoniak	NH ₃	0.5		0.5	18
Stickoxide (inkl. N ₂ O)	NO _x	0.03	0.03	0.05	6
Chlorwasserstoff	HCl	0.1 *			7.5
Schwefeloxide	SO _x	0.03	0.03	0.1	5
Chlor	Cl ₂	0.02 *			1.5
Fluoride	F-	0.1		0.1	1.5
Fluorwasserstoff	HF	0.05		0.05	1.5
Mercaptane	SH	0.01 *			1
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	0.15 *			15
Kohlenwasserstoffe	HC	15 *			1000
Aldehyde (als Formaldehyd)		0.03		0.03	0.6
restl. organ. Verbindungen (als Ethylenimin)		0.01 *			0.9
Blei	Pb	0.001	0.001	0.0015	0.1
Quecksilber	Hg	0.0007 *			0.05
Cadmium	Cd	0.00001	0.00001	0.000025 **	

*: aus MAK-Werten approximiert

** : 0.5*24h-Wert

Grenzwerte Wasser (Einleitung in ein Gewässer)

Parameter	Abkürzung	Grenzwert [mg/l]
Salze		-
Ungelöste Stoffe		20
Säuren		-
Blei	Pb	0.5
Cadmium	Cd	0.1
Eisen	Fe	2
Kupfer	Cu	0.5
Quecksilber	Hg	0.01
Ammoniak/Ammonium	NH ₃	1 *
Chloride	Cl-	1000 **
Cyanide	CN	0.1
Fluoride	F-	10
Sulfide	S--	0.1
Org. C gelöst	DOC	10
O ₂ -Bedarf chemisch	COD	-
O ₂ -Bedarf biochemisch	BOD	20
Verseifbare Oele u. Fette		20
Gesamt Kohlenwasserstoffe		10
Chlor. Lösungsmittel		0.1
Org. Chlorverb. (lipophile)		0.1
Phenole		0.05
Gelöste Stoffe		-
Organische Halogenverb.	AOX	-

*: aus Qualitätszielwerten approximiert (Faktor 10)

Oekoprofil von Weissblech

Bilanzierung pro kg Weissblech

Materialeinsatz	[g]
Eisenerz	1169.4
Weissblechschrott	0.0
sonst. Schrott	231.0
Kalkstein	119.8
Zuschlagstoffe	108.4
Walzöl	7.7

Recyclingrate: 0%

Energieträgerbedarf für 1kg Weissblech exkl. Transporte und Stromproduktion		
Gas	[dm ³]	108.7
Heizöl schwer	[g]	53.4
Heizöl extraleicht	[g]	1.1
Kohle (inkl. Koks)	[g]	492.3

Energie	elektrisch [kWh]	thermisch [MJ]
Materialeintrag (Walzöl u. Elektroden)	0.000	0.333
Weissblechproduktion	0.803	21.870
Transporte (total)	0.004	1.812
Precombustion		1.623
Gutschrift Recycling	0.000	0.000
Gutschrift KVA	0.000	0.000
total	0.807	25.639
Energieäquivalenzwert nach UCPT 88		33.3

Atm. Emissionen	[g]	krit. Menge [m ³]
Partikel	26.9553	385076
CO	1.3814	173
HC	16.5270	1102
NOx	2.7329	91098
N ₂ O	0.4053	13510
SO ₂	8.4503	281675
Aldehyde	0.0092	306
F-	0.0000	0
HF	0.0005	10
NH ₃	0.0735	147
sonst. organ. Verb.	0.0169	1689
Teer	0.0001	-
total		772950

Tab. 5.5.2: Oekoprofil von Weissblech

Wasser Verbrauch Belastung	[dm3] [g]	80.0 [g]	krit. Menge [dm3]
gel. Feststoffe		0.9516	-
susp. Feststoffe		0.3180	15.9
BOD		0.0052	0.3
COD		0.0013	0.0
Ammoniak		0.0065	6.5
Chloride		0.0000	0.0
Cyanide		0.0001	0.9
Fe-Ionen		0.1000	50.0
Fluoride		0.0334	3.3
Sulfide		0.0002	-
HCl		2.0000	-
Na-Ionen		0.0002	-
Nitrate		0.0003	-
Oele		0.5142	25.7
Phenole		0.0003	5.3
Sulfate		0.0002	-
Teer		0.0000	-
total			108.0

feste Abfälle	[g]	Deponievolumen [cm3]
Weissblechproduktion	69.7	77.5
Verbrennung von Energieträgern	2.3	3.6
Precombustion	286.9	318.8
Stromproduktion	39.6	44.0
total Produktion	398.6	443.9
Entsorgung		
Verbrennung	800.0	259.7
Deponie	200.0	64.9
total Prod. u. Entsorgung	1398.6	768.6

Tab. 5.5.2: Oekoprofil von Weissblech: Fortsetzung

Oekoprofil von Weissblech

Bilanzierung pro kg Weissblech

Materialeinsatz	[g]
Eisenerz	556.3
Weissblechschrott	500.0
sonst. Schrott	226.0
Kalkstein	57.0
Zuschlagstoffe	51.6
Walzöl	7.7

Recyclingrate: 50%

Energieträgerbedarf für 1kg Weissblech exkl. Transporte und Stromproduktion		
Gas	[dm ³]	71.4
Heizöl schwer	[g]	52.3
Heizöl extraleicht	[g]	0.5
Kohle (inkl. Koks)	[g]	252.8

Energie	elektrisch [kWh]	thermisch [MJ]
Materialeintrag (Walzöl u. Elektroden)	0.000	0.388
Weissblechproduktion	0.983	14.623
Transporte (total)	0.009	0.889
Precombustion		0.986
Gutschrift Recycling	0.000	0.000
Gutschrift KVA	0.000	0.000
total	0.992	16.886
Energieäquivalenzwert nach UCPT 88		26.3

Atm. Emissionen	[g]	krit. Menge [m ³]
Partikel	13.2787	189696
CO	1.6575	207
HC	10.6203	708
NO _x	2.5314	84381
N ₂ O	0.3029	10097
SO ₂	6.8221	227403
Aldehyde	0.0072	240
F-	0.0002	2
HF	0.0002	5
NH ₃	0.0358	72
sonst. organ. Verb.	0.0129	1287
Teer	0.0005	-
total		512738

Tab. 5.5.3: Oekoprofil von Weissblech

Wasser			
Verbrauch	[dm3]	38.1	krit. Menge
Belastung		[g]	[dm3]
gel. Feststoffe		0.9885	-
susp. Feststoffe		0.3088	15.4
BOD		0.0027	0.1
COD		0.0014	0.0
Ammoniak		0.0035	3.5
Chloride		0.0000	0.0
Cyanide		0.0000	0.4
Fe-Ionen		0.1000	50.0
Fluoride		0.0272	2.7
Sulfide		0.0001	-
HCl		2.0000	-
Na-Ionen		0.0002	-
Nitrate		0.0003	-
Oele		0.5145	25.7
Phenole		0.0001	2.5
Sulfate		0.0003	-
Teer		0.0000	-
total			100.5

feste Abfälle		Deponievolumen
	[g]	[cm3]
Weissblechproduktion	54.7	60.8
Verbrennung von Energieträgern	2.3	3.6
Precombustion	147.4	163.8
Stromproduktion	48.8	54.2
total Produktion	253.2	282.3
Entsorgung		
Verbrennung	400.0	129.9
Deponie	100.0	32.5
total Prod. u. Entsorgung	753.2	444.7

Tab. 5.5.3: Oekoprofil von Weissblech: Fortsetzung

Oekoprofil von Weissblech

Bilanzierung pro kg Weissblech

Materialeinsatz	[g]
Eisenerz	0.0
Weissblechschrott	1000.0
sonst. Schrott	175.4
Kalkstein	0.0
Zuschlagstoffe	0.0
Walzöl	7.7

Recyclingrate: 100%

Energieträgerbedarf für 1kg Weissblech exkl. Transporte und Stromproduktion		
Gas	[dm ³]	37.7
Heizöl schwer	[g]	51.3
Heizöl extraleicht	[g]	0.0
Kohle (inkl. Koks)	[g]	35.4

Energie	elektrisch [kWh]	thermisch [MJ]
Materialeintrag (Walzöl u. Elektroden)	0.000	0.438
Weissblechproduktion	1.147	8.051
Transporte (total)	0.015	0.050
Precombustion		0.409
Gutschrift Recycling	0.000	0.000
Gutschrift KVA	0.000	0.000
total	1.162	8.948
Energieäquivalenzwert nach UCPT 88		20.0

Atm. Emissionen	[g]	krit. Menge [m ³]
Partikel	0.8636	12337
CO	1.9085	239
HC	5.2620	351
NO _x	2.3496	78320
N ₂ O	0.2100	7002
SO ₂	5.3468	178227
Aldehyde	0.0054	180
F-	0.0003	3
HF	0.0000	1
NH ₃	0.0016	3
sonst. organ. Verb.	0.0092	923
Teer	0.0009	-
total		276659

Tab. 5.5.4: Oekoprofil von Weissblech

Wasser Verbrauch Belastung	[dm ³]	0.0 [g]	krit. Menge [dm ³]
gel. Feststoffe		1.0223	-
susp. Feststoffe		0.3005	15.0
BOD		0.0005	0.0
COD		0.0014	0.0
Ammoniak		0.0007	0.7
Chloride		0.0000	0.0
Cyanide		0.0000	0.0
Fe-Ionen		0.1000	50.0
Fluoride		0.0216	2.2
Sulfide		0.0000	-
HCl		2.0000	-
Na-Ionen		0.0003	-
Nitrate		0.0004	-
Oele		0.5149	25.7
Phenole		0.0000	0.0
Sulfate		0.0003	-
Teer		0.0000	-
total			93.7

feste Abfälle	[g]	Deponievolumen [cm ³]
Weissblechproduktion	40.9	45.4
Verbrennung von Energieträgern	2.3	3.6
Precombustion	20.8	23.1
Stromproduktion	57.1	63.4
total Produktion	121.1	135.6
Entsorgung		
Verbrennung	0.0	0.0
Deponie	0.0	0.0
total Prod. u. Entsorgung	121.1	135.6

Tab. 5.5.4: Oekoprofil von Weissblech: Fortsetzung

5.6 Zusammenfassung der Oekoprofile

Die Tabelle 5.6.1 zeigt zusammengefasst die Oekoprofile der bilanzierten Packstoffe auf. Detaillierte Angaben zu den einzelnen Packstoffen sind in den Kapiteln 4.1 - 4.5, 5.1 - 5.5 und im Anhang zu finden.

Alle Angaben beziehen sich auf 1 kg des jeweiligen Packstoffes.

	Energieäqui- valenzwert [MJ/kg]	kritische Luftmenge [m ³ /kg]	krit. Wasser- menge [dm ³ /kg]	Deponie- volumen [cm ³ /kg]
Aluminium "hydro"				
0% recycliert	126.1	2'611'031	638.6	967.6
100% recycliert	12.6	300'686	1.9	246.0
Aluminium "westl. Welt"				
0% recycliert	171.2	4'048'579	640.3	1902.9
100% recycliert	15.6	354'399	2.0	281.0
Glas "UCPTE 88"				
56.2% recycliert	7.5	292'957	1.3	237.9
74.8% recycliert	6.8	242'545	1.2	147.2
100% recycliert	5.9	165'372	1.1	24.2
Kunststoffe "UCPTE 88"				
HD-PE	46.9	221'171	107.3	278.3
LD-PE	47.4	231'184	107.3	292.8
PET	69.5	692'351	119.7	295.1
PP	50.0	331'541	122.2	300.9
PS	56.2	675'888	60.2	338.4
HI-PS	57.4	678'670	59.5	348.5
PVC	42.5	668'957	307.2	401.5
Papiere "UCPTE 88"				
Kraft Standard gestrichen	38.8	623'658	704.5	341.4
Natur gebleicht	47.3	718'711	1487.7	355.2
Natur ungebleicht	42.1	656'528	915.6	329.1
Swiss Kraft Econom	25.2	404'675	128.0	256.7
orig. UWS-Papier	18.8	322'240	0.5	238.3
Kartons "UCPTE 88"				
Liquid Packaging Board (LPB)	33.1	381'440	948.3	287.0
Zellstoffkarton gestrichen (GZ)	31.2	376'953	1497.9	287.8
Chromokarton gestrichen (GC)	31.0	494'768	576.4	298.5
Duplex-/Triplex- gestr. (GD/GT)	22.4	383'598	495.9	261.6
Graukarton (GK)	18.5	321'309	83.0	248.0
Wellpappen "UCPTE 88"				
VSW 2'0	16.3	186'087	136.9	246.5
VSW 354	30.4	350'660	369.5	275.9
Weissblech "UCPTE 88"				
0% recycliert	33.3	772'950	108.0	768.6
50% recycliert	26.3	512'738	100.5	444.7
100% recycliert	20.0	276'659	93.7	135.6

Tab. 5.6.1: Oekoprofile von Packstoffen (inkl. Angabe des verwendeten Energiemodells)

Kolonne 1	2	3	4	5	6
Stoff	Fk	F	F(in%)	Öko-Faktor (pro g)	Öko-Punkte des Stoffs Total in Mio
LUFT:					
NOx (als NO2)	67200 to	191000 to	284%	4.23E+01	8.08
SOx (als SO2)	54400 to	68000 to	125%	2.30E+01	1.56
COx (als CO2)	34700000 to	43400000 to	125%	3.60E-02	1.56
H-C (ohne CH4)	146900 to	308000 to	210%	1.43E+01	4.40
HCL	-	5770 to	-	4.23E+01	0.24
FCKW (Summe)	1075 to	5200 to	484%	4.50E+03	23.40
WASSER:					
DOC (in C)	88000 to	89000 to	101%	1.15E+01	1.02
COD (3*DOC)	264000 to	267000 to	101%	3.83E+00	1.02
Phosphor (in P)	2300 to	4000 to	174%	7.56E+02	3.02
Chlorid (Cl-)	4420000 to	511000 to	12%	2.62E-02	0.01
Nitrat (in N)	251000 to	57000 to	21%	9.05E-01	0.05
Sulfat (SO4)	4420000 to	1500000 to	34%	7.66E-02	0.11
Ammonium (in N)	22000 to	5000 to	23%	1.03E+01	0.05
ENERGIE:					
Brutto-Energie	1004000 TJ	1004000 TJ	100%	1.00E+00 pro MJ	1.00
ABFALL:					
Siedlungsabfälle	4500000 to	4500000 to	100%	2.22E-01	1.00
Sonderabfälle (verbrennbar)	80000 to	130000 to	163%	2.93E+01	2.64



Dansk Teknologisk Institut
Miljøteknik
Att.: Jens Wood Pedersen
Teknologiparken
8000 Århus C.

Rapport nr.

3601 2031

Arbejdet omfatter:

Kortlægning af oprindelseslan-
de for emballageråvarer.

Arbejdet er udført af:

Cand.merc. Jan Jakobsen, Em-
ballage- & Transportinstitut-
tet.



Indledning

I forbindelse med opstilling af en miljøprofil-model, der er gældende for Danmark, ønskes det kortlagt fra hvilke lande, Danmark får tilført råvarer til emballageproduktionen. Ved udarbejdelse af miljøprofiler har oprindelseslandet betydning gennem det transportarbejde, der skal udføres for at få råvarerne til Danmark. Den indenlandske produktion eller frem-skaffelse af råvarer til emballageproduktionen er af en meget beskeden størrelsesorden. Hovedsageligt handler den indenlandske råvareproduktion om forskellige former for indsamlet og derved genbrugt materiale. Der er primært tale om glasskår samt indsamlet papir- og papmaterialer.

Emballager bliver i de fleste tilfælde beskrevet efter hvilke hovedmateriale, de er fremstillet af. Typisk foretages der en inddeling i følgende 4 kategorier:

- Fiberbaseret emballage (papir, pap og bølgepap)
- Plastemballager
- Glasemballager
- Metalemballager

Disse 4 materialekategorier tegner sig for en meget stor andel af det samlede emballageforbrug. Derudover foretages der ofte en underopdeling af hvilket grundmateriale, især plast- og metalemballagerne er fremstillet af. Eftersom materialerne er vidt forskellige, er det i opstilling af miljøprofiler nødvendigt at foretage en yderligere opdeling alt efter hvilket råmateriale, der benyttes til emballagen. De materialer, som hyppigst anvendes til emballagefremstilling, er følgende:

1. Aluminium
2. Glas
3. Plast
 - 3.1 PE (HDPE og LDPE)
 - 3.2 PET
 - 3.3 PP
 - 3.4 PS (PS og HIPS)
 - 3.5 PVC
4. Fibermateriale (papir, kartonnage og bølgepap)
5. Hvidblik.

I det efterfølgende gennemgås det - for hvert enkelt emballagemateriale - fra hvilke lande, råvarerne hovedsageligt kommer fra. Der er ikke tale om en fuldstændig kortlægning, men i stedet om identifikation af hovedleverandørlandene. Kortlægningen omfatter ikke en kvantificering af hvilke mængder, der kommer fra de enkelte lande, men der er for samtlige materialer anført en procent-andel.

Metode

Kortlægningen af informationen er sket ved inddragelse af en række forskellige kilder. En primær kilde til rapporteringen er Danmarks Statistiks opgørelse vedrørende arten og mængden af importerede produkter. Sammenholdt med Emballage- & Transportinstituttets generelle viden om hvilke råmaterialer, der specifikt anvendes til emballageproduktion, er det muligt at foretage en stor del af kortlægningen ved hjælp af denne metode. Som en slags kontrol eller kryds-checkning af de fremkomne oplysninger, er der rettet henvendelse til brancheorganisationer samt til virksomhedskontakter. Rækkefølgen, der er anvendt i rapporteringen, er identisk med den, der er benyttet i den schweiziske undersøgelse. Ved hvert materiale er det ganske kort beskrevet i hvilken tilstand, det typisk ankommer til landet. Derudover skal man være opmærksom på, at der til nogle emballagematerialer anvendes flere forskellige råvarer - det gælder for eksempel for glas og aluminium.

For at de endelige miljøprofiler kan blive så korrekte som muligt, er det også i rapporteringen anført fra hvilke lande, de helt primære råmaterialer kommer fra. Som supplerende kilder, i forbindelse med opgørelse af papir- og papimporten, er anvendt svenske og finske eksportstatistikker. Der er anvendt tal fra 1990 og opgjort i tonnager. De manglende procentandele under hvert materiale kommer fra øvrige lande.

1. Aluminium

Aluminium fremstilles af bauxit. Efter forskellige processer bliver aluminiumet til emballageformål valset ud, og de danske producenter får det primært leveret i rulleform. Bauxit kommer i stor udstrækning fra Australien.



Leverandørlande

Tyskland	27%
Schweiz	25%
England	10%
Belgien	7%
Grækenland	5%

2. Glas

Glas fremstilles af sand, soda, kalk, diverse tilsætningsstoffer (cirka 1-2%) og til de fleste glastyper skår - op mod 70% kan være skår. Med en så stor skår-andel bliver hovedparten således i princippet indenlandske råvarer.

Kalk til glasproduktion kommer fra Faxe Kalk. Sand til de farvede glastyper kommer fra Øresund, mens sandet til klart glas kommer fra Belgien. Soda kommer fra England, Tyskland og Belgien.

3. Plast

Alle plastmaterialer fremstilles på basis af råolie. Råolien bliver fra oliefelterne transporteret til et petrokemisk værk. Ved hjælp af forskellige raffineringsprocesser bliver råolien omdannet til et plastgranulat. Under processen bliver der tilsat en række additiver, som skal sikre, at plastmaterialet netop får de egenskaber, man ønsker, det skal have. På de fleste petrokemiske værker fremstilles der kun een type plastmateriale. Fra det petrokemiske værk bliver plastgranulatet transporteret til brugerne - enten i sække eller i tankvogne. I dag er man nødt til at foretage en sondring mellem de forskellige plasttyper, der hyppigst bliver anvendt til emballageproduktion.

3.1 PE (HDPE og LDPE)

Polyethylen (PE) kan inddeles efter dets vægtfylde - man skelner således især mellem high og low density polyethylen (HDPE og LDPE). Den kemiske sammensætning af high og low density polyethylen er næsten identisk. PE er det mest anvendte plastmateriale til emballageformål.



Leverandørlande

LDPE	Sverige	14%	HDPE	Belgien	25%
	Belgien	14%		Sverige	25%
	Holland	13%		Tyskland	19%
	Tyskland	11%		Norge	12%
	Norge	10%			
	Østrig	9%			
	Finland	6%			
	Canada	3%			

PE - totalt	Sverige	17%
	Belgien	17%
	Tyskland	13%
	Norge	11%
	Holland	10%
	Østrig	7%
	Finland	5%
	Canada	2%

3.2 PET

Anvendelsen af PET (polyester) til emballageformål er i øjeblikket i kraftig vækst, idet PET, til mange formål, er et godt alternativ til PVC.

Leverandørlande

PET	Holland	83%
	Italien	13%

3.3 PP

Polypropylen (PP).

PP benyttes såvel som folie, som til sprøjttestøbte emballager. Som folie har PP et meget glasklart udseende.

Leverandørlande

PP	Belgien	54%
	Tyskland	19%
	Holland	14%
	Norge	5%



3.4 PS

Polystyren (PS) kan have mange forskellige egenskaber. "Almindeligt" PS anvendes hovedsageligt til forskellige former for dybtrukne bakker og bægge, som oftest bliver indfarvet i hvid eller sort. PS kan dog også være glasklart - hertil anvendes high impact PS (HIPS). PS kan også ekspanderes således, at det bliver til det, der i daglig tale kaldes "flamingo". Den rigtige betegnelse er ekspanderet polystyren (EPS).

Opgørelsen omfatter såvel almindeligt PS, som ekspanderet PS.

Leverandørlande

PS	Holland	19%
	Tyskland	19%
	Frankrig	15%
	Belgien	15%
	England	7%
	Norge	6%
	Sverige	4%
	Finland	4%

3.5 PVC

På grund af miljødebatten er anvendelsen af PVC til specielt emballageformål for kraftig nedadgående. PVC kan anvendes til stort set samtlige emballageformål. I forhold til andre emballagematerialer er PVC specielt velegnet som folie til detailpakning af kødprodukter. Bortset fra PVC's miljøegenskaber, er PVC et virkeligt godt og billigt emballagemateriale.

Leverandørlande

PVC	Tyskland	26%
	Holland	19%
	Norge	17%
	Sverige	7%
	Finland	7%
	Schweiz	6%

4. Fibermateriale (Papir, kartonnage og bølgepap)

Så godt som alt træfiberbaseret emballagemateriale importeres. Råmaterialet leveres i rulleform. Der er forskel på egenskaberne og kvaliteten af fiberemballage-materialerne.



Derudover skal det noteres, at der specielt til bølgepap anvendes en del genbrugsmateriale. Dette genbrugsmateriale bliver hovedsageligt oparbejdet her i landet.

Det er vanskeligt at opstille en præcis opgørelse af fra hvilke lande, fiberråvaremateriale til emballageformål kommer fra. Dette skyldes, at man i de statistiske opgørelser ikke præcis sonderer mellem råvarer, der skal anvendes til emballage og til andre formål.

Det skal dog anføres, at det indenfor nogle typer - som for eksempel bølgepap - er muligt at foretage en præcis opgørelse. Nedenstående opgørelse er derfor i nogen udstrækning baseret på en vurdering. Til emballageformål er det næsten kun 2 lande, der tegner sig for alle leverancer af nyt fibermateriale - nemlig Sverige og Finland. Ved totale opgørelser af importen i forbindelse med papir og pap er Finlands andel større end den nedenstående. Årsagen hertil ligger i, at Finland eksporterer lige så meget avis-papir som Sverige. Avis-papir er den største enkelt produktgruppe. Hovedparten af det svenske papir kommer fra Nord- og Mellemsverige.

Leverandørlande

Fibermateriale	Sverige	70%
	Finland	25%

5. Hvidblik

Hvidblik anvendes til fremstilling af en række forskellige dåse-emballager, som kan være af vidt forskellig størrelse. Hovedsageligt importeres hvidblik i valset form og leveret i rulleform. Hvidblik importeres fra primært følgende lande:

Leverandørlande

Hvidblik	Frankrig	38%
	Holland	22%
	Norge	16%
	Tyskland	14%
	England	7%



6. Afslutning

De fremfundne oprindelseslande stemmer i store træk overens med vores umiddelbare vurdering. I mange tilfælde er vi også i stand til at identificere hvilke konkrete virksomheder, som er leverandører. I mange tilfælde drejer det sig om store virksomheder - det gælder såvel de petrokemiske værker, som papirværkerne i Sverige og Finland. Som nævnt i indledningen, skal man være opmærksom på, at der også skal ydes et transportarbejde for at få råvarerne frem til forarbejdning.

Det kan dreje sig om transport af træ fra skovene frem til papirværkerne og transport af råolie til de petrokemiske værker. Råolien til de europæiske værker kommer fra Nordsøen og fra Mellemøsten.

De fremfundne oplysninger giver et øjebliksbillede, og dette kan hurtigt ændre sig for eksempel, ved at værker nedlægges eller ved nyetableringer. Endelig skal man også være opmærksom på, at der i en række situationer er tale om direkte ejerskab eller andre økonomiske relationer mellem råvareproducenter og danske emballageproducenter.

