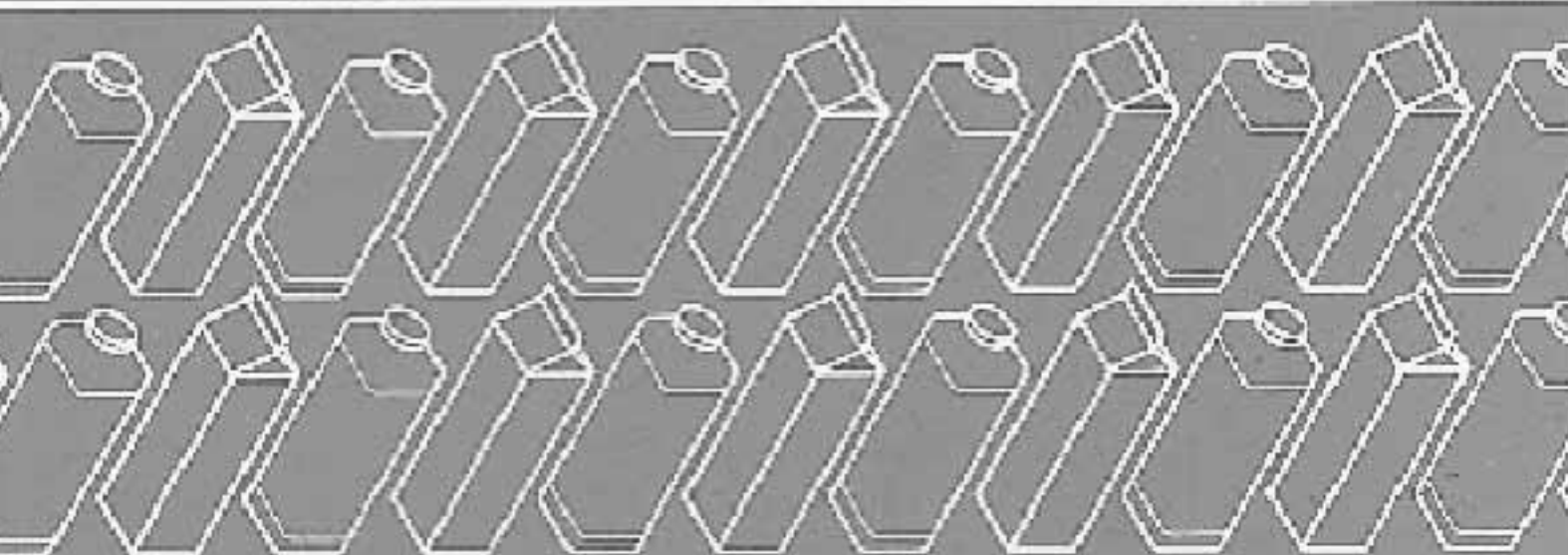


Miljøprojekt nr. 168

1991

Miljømæssig vurdering af mælkeemballage



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Miljøprojekt

- Nr. 62 : Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63 : Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64 : Kosmetik – bivirkninger
- Nr. 65 : Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66 : Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67 : Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68 : Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69 : Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70 : Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71 : Kviksølv i havneslam
- Nr. 72 : Organic solvents
- Nr. 73 : Arealanvendelse og geologi – nitrat i grundvand
- Nr. 74 : Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75 : Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76 : Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77 : Kviksølv i jord
- Nr. 78 : Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79 : Leptospirabakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82 : QSAR og toksikologi – en ny strategi i kemikalievurdering
- Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi – en litteraturgennemgang
- Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
- Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
- Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90 : Nikkelafgivelse fra metallegeringer
- Nr. 91 : Algetoksicitetstest
- Nr. 92 : CFC-forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard Assessment of 1,1,1-Trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner – forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener – organisation af indsamling og oparbejdning
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat – spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald – en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram

Fortsættes på omslagets side 3.

Miljøprojekt nr. 168

1991

Miljømæssig vurdering af mælkeemballage

Returflasker af polycarbonat sammenlignet med
engangs-papkartoner.

Kirsten Pommer
Aage S Hillersborg
Stig Hirsbak
Leif Hoffmann
Anders Schmidt
Dansk Teknologisk Institut/Miljøteknik

INDHOLDSFORTEGNELSE

	<u>Side</u>
Forord	7
<u>1. Introduktion</u>	9
1.1 Formål	9
1.2 Baggrund	9
1.3 Projektets udførelse	10
1.4 Vurderingsmetode	11
1.5 Begrænsninger og forudsætninger	12
1.6 Triptal	15
1.7 Nedbrydning af ozonlaget og drivhuseffekten	17
1.8 Rapportopbygning	18
<u>2. Papkartoner</u>	19
2.1 Råvareproduktion	21
2.1.1 Processer	21
2.1.2 Råvarer og hjælpestoffer	25
2.1.3 Energi	29
2.1.4 Emissioner	31
2.2 Emballageproduktion	40
2.2.1 Processer	40
2.2.2 Råvarer og hjælpestoffer	40
2.2.3 Energi	42
2.2.4 Emissioner	42
2.3 Anvendelse af papkartoner	43
2.3.1 Processer	43
2.3.2 Råvareforbrug	44
2.3.3 Energi	44
2.3.4 Emissioner	44
2.4 Genanvendelse af papkartoner	45
2.5 Affald fra papkartoner	45
2.5.1 Processer	45
2.5.2 Råvarer og hjælpestoffer	46
2.5.3 Energi	46
2.5.4 Emissioner	47

2.6	Supplerende data	48
2.6.1	Supplerende data baseret på svensk papirproduktion	48
2.6.2	Supplerende data baseret på finsk papirproduktion	52
2.7	Sammenstilling	53
2.7.1	Råvareproduktion	53
2.7.2	Emballageproduktion	56
2.7.3	Anvendelse	57
2.7.4	Genanvendelse	57
2.7.5	Affald	57
2.8	Referencer	58
3.	<u>Polycarbonatflasker</u>	62
3.1	Råvareproduktion	63
3.1.1	Processer	63
3.1.2	Råvarer, hjælpestoffer og mellemprodukter	67
3.1.3	Energi	73
3.1.4	Emissioner	75
3.2	Emballageproduktion	79
3.2.1	Processer	79
3.2.2	Råvarer og hjælpestoffer	79
3.2.3	Energi	80
3.2.4	Emissioner	82
3.3	Anvendelse af plastflasker	83
3.3.1	Processer	83
3.3.2	Råvarer og hjælpestoffer	87
3.3.3	Energi	88
3.3.4	Emissioner	89
3.4	Genanvendelse	91
3.4.1	Processer	91
3.4.2	Råvarer og hjælpestoffer	92
3.4.3	Energi	92
3.4.4	Emissioner	93
3.5	Affald fra plastflasker	93
3.5.1	Processer	93
3.5.2	Råvarer og hjælpestoffer	93
3.5.3	Energi	93
3.5.4	Emissioner	94

3.6 Supplerende data	94
3.7 Sammenstilling	101
3.7.1 Råvareproduktion	101
3.7.2 Emballageproduktion	103
3.7.3 Anvendelse	104
3.7.4 Genanvendelse	105
3.7.5 Affald	105
3.8 Referencer	106
<u>4. Sammenligning af plastflaske og papkarton</u>	108
4.0.1 Vurderingsmetode	108
4.0.2 Begrænsninger og forudsætninger	109
4.1 Råvareproduktion	111
4.1.1 Ressourcer	111
4.1.2 Emissioner	114
4.1.3 Vurdering	117
4.2 Emballageproduktion	119
4.2.1 Ressourcer	119
4.2.2 Emissioner	121
4.2.3 Vurdering	122
4.3 Anvendelse	122
4.3.1 Ressourcer	123
4.3.2 Emissioner	124
4.3.3 Vurdering	125
4.4 Genanvendelse	125
4.4.1 Ressourcer	126
4.4.2 Emissioner	126
4.4.3 Vurdering	127
4.5 Affald	127
4.5.1 Ressourcer	127
4.5.2 Emissioner	128
4.5.3 Vurdering	128
4.6 Sammenfatning	128
4.6.1 Råvareforbrug	129
4.6.2 Energiforbrug	131
4.6.3 Emissioner	133
4.7 Konklusion	135

Bilag

Bilag 1 Emballageenheder 143

Bilag 2 Transport af mælkeemba-
lager 147

Bilag 3 Emissioner fra papirpro-
duktion 162

Bilag 4 Kortfattet sundhedsmæssig
vurdering 164

Registreringsblad 171

Forord

Rapporten er finansieret af Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Projektet er udført af Dansk Teknologisk Institut, afdelingen for Miljøteknik.

Det bemærkes, at de fremsatte synspunkter og konklusioner ikke nødvendigvis deles af Rådet eller af den nedsatte følgegruppe, som foruden Miljøstyrelsen har bestået af Dansk Organisation af Detailkæder v/Eric Bruhn, De Samvirkende Købmandsforeninger i Danmark v/Jens Chr. Sørensen, FDB-koncernen v/Carsten Dennis Hansen, Holmia A/S v/Bjarne Eriksen, MD Foods v/Poul Krogsgaard, Schouw Packing v/Erling Lindahl og Tetra Pak v/Helge Lei.

1. Introduktion

1.1 Formål

Projektets formål har været at foretage en teoretisk vurdering af de miljømæssige forhold ved anvendelse af papkartoner og returflasker af polycarbonat til mælkeemballage.

Vurderingen skulle oprindeligt være gennemført i perioden juli - august 1990. Der er imidlertid fremkommet nye oplysninger i oktober og november, som sammen med industriens kommentarer er blevet indarbejdet i projektrapporten.

Det har været opgaven, på basis af tilgængelig litteratur og oplysninger fra de involverede parter, at sammenligne den situation man har i dag, hvor der udelukkende anvendes en gavlkarton af bleget papir til distribution af mælk, med en situation, hvor der udelukkende anvendes returflasker af polycarbonat til distribution af mælk.

1.2 Baggrund

På baggrund af en række overvejelser om at genindføre en returemballage til mælk har Holmia A/S med tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi gennemført et projekt, der omfatter udpegnings af en egnet plasttype til mælkeemballage, fremstilling af prøveflasker, planlægning af testmarkedsføring samt en økonomisk vurdering.

Den arbejdsgruppe, som var nedsat i forbindelse med projektet, har som supplement til Holmia - projektet ønsket en vurdering af den miljømæssige effekt ved skift af emballageform.

På et møde d. 15. juni 1990 blev det konstateret, at der forelå tilstrækkeligt baggrundsmateriale vedrørende de tekniske og økonomiske forhold i forbindelse med forsøgsprojektet. Det blev besluttet at gennemføre en foreløbig teoretisk miljøvurdering af plast- og kartonemballage til mælk - så vidt muligt fra "vugge til grav".

Plastflaske og
papkarton

Returflasker af polycarbonat til mælk kendes i begrænset omfang fra udlandet - men der eksisterer ingen danske erfaringer med returflasker af plast.

De involverede parter har arbejdet med en re-uremballage, som kan anvendes i det eksisterende distributionssystem. De plastflasker, der i dag andre steder anvendes til mælk, er runde og giver derved problemer ved distributionen, idet der skal anvendes mere pladskrævende transportsystemer.

I dette projekt vurderes derfor en 1 liters firkantet farvet plastflaske af polycarbonat med kapsel af polyethylen, som sammenlignes med en gavlformet 1 liters firkantet papkarton af bleget papir.

Plasten er farvet gulbrun af hensyn til beskyttelse af mælken mod lys.

Flasken skal lukkes med en kapsel, der forventes fremstillet af farvet polyethylen - en farve for hver mælketype. Flaskerne skal forsynes med en etiket, der påsættes ved fyldning af flasken og fjernes igen ved vask af denne.

1.3 Projektets udførelse

Nærværende projekt er blevet udført af Dansk Teknologisk Institut, Afdelingen for Miljøteknik, med sektionsleder Stig Hirsbak som projektleder.

Projektet er udført med tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi i perioden 1. juli til 1. september 1990. Derefter er projektets resultater diskuteret med repræsentanter for de interesserede parter, og rapporten er revideret i september og november 1990.

Til at kommentere nærværende projektet har der været nedsat en høringsgruppe bestående af De Samvirkende Købmandsforeninger i Danmark, Dansk Organisation af Detailkæder, FDB, MD Foods, Holmia A/S, Schouw Packing, Tetra Pak og Miljøstyrelsen.

Projektet bygger på tilgængelig håndbogslitteratur suppleret med artikler fra en litteraturundersøgelse udført af Miljøstyrelsens bibliotek.

Til grund for vurderingerne ligger ligeledes kontakt til råvareproducenter, fremstillingsvirksomheder og mælkeproducenter.

Fra industriens side har man været meget imødekommende og givet udtryk for, at man ønskede at oplyse de nødvendige data om produktionsforhold og emissioner.

Det har af forskellige grunde ikke været muligt at få alle disse data. Det må derfor bemærkes, at rapportens vurderinger i visse tilfælde bygger på mere generelle oplysninger fra tilgængelig litteratur.

Det skal ligeledes bemærkes, at visse relevante litteraturhenvisninger ikke kunne nå at blive fremskaffet inden projektets færdiggørelse eller er kommet så sent, at en egentlig behandling af de modtagne data ikke har været mulig inden for projektets tidsfrister.

Debatten om returflasker contra engangsemballage til mælk foregår andre steder end i Danmark. Miljøteknik og Miljøstyrelsen er i besiddelse af en hollandsk vurdering af polycarbonatflasker, papkartoner og glasflasker, som pr. november 1990 endnu er fortrolig stemplet. Denne vurdering omhandler specifikt hollandske forhold og det har ikke været muligt at benytte de hollandske data til en helhedsvurdering af danske forhold. Konklusionen på den hollandske rapport er summeret i afsnit 3.

1.4 Vurderingsmetode

Udgangspunktet for vurderingen har været det koncept, som blev anvendt ved projektet Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer (Miljøprojekt nr. 131).

Som i PVC-projektet er der foretaget en vurdering af forholdene omkring råvareproduktion, emballageproduktion, anvendelse, genanvendelse og bortskaffelse.

Materialevurderingen tager udgangspunkt i de råvaremængder, der er nødvendige til fremstillingen af mælkeemballage til et års forbrug (500 millioner liter mælk). Det vil for returflasker af polycarbonat sige, at kun det forbrug, der er nødvendigt for at vedligeholde retursystemet pga. kassation og spild er vurderet - mens det forbrug, der er nødvendigt til indkøring af retursystemet, ikke er opgjort.

Råvareproduktion

Ved råvareproduktion vurderes fremstillingen af pap og plastgranulat. De indgående råvarer og fremstilling af disse ud fra basismaterialerne træ og råolie opgøres og vurderes. Ligeledes er energiforbruget og emissionerne beregnet ud fra basismaterialerne.

Uagtet at en vurdering af råolie og træ som ressourcer kan have betydning for en fuldstændig miljømæssig vurdering af de to emballageformer, har det af metodemæssige årsager ikke været muligt at medtage dette aspekt.

Emballageproduktion

Emballageproduktion omfatter for mælkekartonens vedkommende fremstilling af papkartoner ud fra pap og hjælpestoffer. For polycarbonatflaskens vedkommende omfatter emballageproduktion fremstilling af flasker, kapsler og etiketter.

Polyethylen er medtaget i vurderingen, da dette materiale anvendes til coatning af karton og som kapsel til flaskerne. Polyethylen er beskrevet sammen med de to materialer i de enkelte faser i emballagernes livscyklus.

Anvendelse

Forbrug eller anvendelse omfatter tapning af mælk på emballagen og distribution. For plastflaskerne er rengøring også omfattet.

Genanvendelse

Mulighederne for genanvendelse er vurderet.

Bortskaffelse

Bortskaffelse af emballageaffald omfatter vurdering af forholdene ved affaldsforbrænding og deponering.

1.5 Begrænsninger og forudsætninger

Nærværende projekt er gennemført under vilkår, der sætter naturlige begrænsninger i forhold til en ideel materialevurdering. Det har derfor været nødvendigt at fastsætte en række begrænsninger og forudsætninger, således som det fremgår nedenfor.

Fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer

I lighed med andre materialevurderinger, der er lavet på DTI, indgår der ikke en vurdering af de tidlige faser af råvarefremstilling (mine-drift, olieboring etc.) eller de globale miljøeffekter som drivhuseffekt og nedbrydning af ozonlaget. Betydningen af fornyelige ressourcer kontra ikke-fornyelige ressourcer er heller ikke medtaget som et egentligt vurderingsele-

ment i rapporten. Det er dog anført, om de enkelte råmaterialer er fornyelige. Selv om det vil være hensigtsmæssigt at inddrage disse elementer i en vurdering er en forudsætning for dette, at der udføres en egentlig metodeudvikling. En sådan metodeudvikling er tids- og ressourcemæssigt meget omfattende. En egentlig risikoanalyse er heller ikke gennemført.

Arbejds miljø

Arbejds miljøet er, efter aftale med Miljøstyrelsen, kun inddraget i beskedent omfang i vurderingen, idet vurderingen ifølge beslutning på møde i den i forbindelse med Holmia-projektet nedsatte arbejdsgruppe alene skulle omfatte det ydre miljø.

Vandforbrug

Ved opgørelse af vandforbrug og ved vurdering af vand som ressource er der ikke taget hensyn til vandets oprindelse - der er ikke skelnet mellem om det forbrugte vand er drikkevand eller vand taget direkte fra en elv eller flod. Det er den forbrugte ressource vand, der er opgjort, og den forurening, der er tilført, som er opgjort og vurderet.

Energikilder

Ved forbrug af energi, har det ikke i alle tilfælde været muligt at udpege den anvendte energikilde og at opgøre emissionerne herfra. Ved f.eks. transport er det antaget, at der er anvendt dieselolie, mens der f.eks. ved opvarmning af skyllevand til flaskerensning ikke er udpeget en energikilde.

Emissioner

I projektet er der ikke taget hensyn til om emissioner og dermed miljøbelastningen forekommer i Danmark eller i udlandet.

Startbestand

I projektet vurderes et system, hvor mælk emballeres i papkartoner og sammenlignes med et system hvor mælk emballeres i returflasker af polycarbonat. Der er taget udgangspunkt i en stabil situation, dvs at bestanden af polycarbonatflasker forudsættes at være tilstrækkelig

til systemets funktion. Opbygningen af retursystemet vil kræve betragtelige ressourcer over et ukendt tidsrum. I denne periode vil de to systemer ikke være sammenlignelige.

Hygiejne

I dette projekt er vurdering af de hygiejniske forhold ikke medtaget.

En vurdering af den belastning som et retursystem for distribution af mælk medfører i detailledet og på mejerierne er ikke opgjort. Betydningen for de hygiejniske forhold ligger uden for projektets rammer. Det er dog med udgangspunkt i udtalelser fra Veterinærdirektoratet forudsat, at transport af tom returemballage kan ske sammen med transport af fuld emballage.

Opbevaring af mælk

Det energiforbrug, der anvendes til køling af mælk er ikke medregnet. Dette gælder for begge emballageformer.

Udeladelser

Det har været nødvendigt at foretage en række udeladelser på grund af manglende data, ligesom der er foretaget en række antagelser på baggrund af mangelfulde data. Dette gælder primært for polycarbonatflasken, der derved for eksempel kommer til at fremstå mindre energikrævende, end det faktisk er tilfældet. På samme måde vil de farvestoffer, råmaterialer og emissioner, der ikke er vurderet, "trække fra" i vurderingen af polycarbonats miljøvenlighed. Rent konkret drejer udeladelserne og antagelserne sig om:

- Udeladelse af energiforbrug ved køling i detailled og hos forbruger,
- Manglende vurdering af farvestoffer til farvning af polycarbonat, trykfarver til etiketter og flexofarver til mælkekartoner,
- Manglende vurdering af emissioner stammende fra etiketter og slippasta,
- Manglende vurdering af råvarer til etiketter og slippasta samt energiforbrug til fremstilling.

På grund af manglende data har betydningen af disse udeladelser og antagelser ikke kunnet vurderes.

Tid

Udgangspunktet for vurderingen har været DTI's erfaringer med materialevurderinger fra andre projekter. I forhold til dette adskiller nærværende projekt sig på væsentlige punkter, idet projektet blev igangsat med meget kort varsel og i realiteten gennemført på 3 måneder. Der har derfor været meget kort tid til indsamling og vurdering af data, og dette kan medføre, at der er aspekter, der ikke er behandlet så grundigt, som Miljøteknik kunne ønske. Dette gælder for eksempel vurderingen af arbejdsmiljøet, der efter aftale med Miljøstyrelsen i denne rapport kun er summarisk.

Ovennævnte metodebegrænsninger i dette konkrete projekt skal der tages hensyn til ved vurderingen af rækkevidden af rapportens konklusioner. Rapporten kan kun betragtes som foreløbig og dermed ikke et endeligt beslutningsgrundlag for eller imod en emballagetype.

1.6 Triptal

Triptallet for en returmælkeflaske afhænger af

- tætheden af afleveringsteder
- pantbeløbets størrelse
- forbrugerens brug eller misbrug af flasken
- flaskens styrke

I denne udredning antages det, at alle ovennævnte forhold er optimale.

Der er ingen tvivl om, at det er muligt for alle konsumenter at aflevere flasken uden de store vanskeligheder.

Erfaringerne fra det danske retursystem til øl og sodavand har vist, at pant er et effektivt styringsmiddel til at sikre, at en emballage når tilbage i et retursystem efter brug.

Pantens størrelse er bestemt af salgsprisen for en ny polycarbonatflaske. Der vil således blive

tale om en pant i en størrelsesorden på 4 - 5 kr.

En pant i denne størrelsesorden vil virke som et kraftigt incitament for forbrugeren til at aflevere den tomme emballage efter brug og ikke bruge den til andre formål, da der findes alternative emballager til en langt lavere pris.

En del glasflasker kommer ikke retur i øl og sodavandssystemet, fordi de går i stykker ved fester etc. Alligevel kommer over 99% retur. En polycarbonatflaskes egenskaber gør, at den er vanskelig at slå i stykker. Desuden vil en mælkeflaske sandsynligvis ikke blive anvendt i situationer, hvor ølflasker normalt går i stykker.

Der er derfor god grund til at antage, at en polycarbonatflaske vil have en returprocent, der er mindst på samme niveau som returprocenten for øl og sodavand.

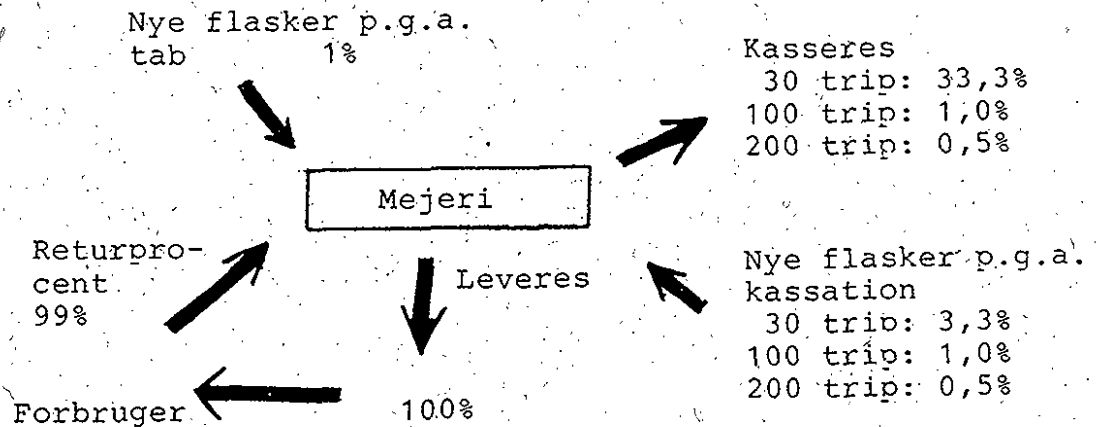
I USA, hvor der er ca 15 års erfaring med genpåfyldelige flasker af polycarbonat, synes et 100 trip at være normalen. I Schweiz, hvor en 3 liter flaske bruges, anslår man triptallet til 75.

Ved triptal forstås i denne rapport det antal gange, en polycarbonatflaske anvendes til distribution med mælk mellem producent(tapper) og forbruger.

Når en flaske i gennemsnit har været fyldt det antal gange, der svarer til triptallet, kasseres den på mejeri.

Ved en returprocent forstås i denne rapport den andel flasker, der returneres fra forbruger til mejeri. Det er forudsat, at returprocenten er 99%.

Systemet er vist i nedenstående figur.



En flaskes alder vil være bestemt af den totale mængde flasker, der cirkulerer i systemet og af den tid der går mellem hver fyldning af flaskerne. Ved et tidsrum på 10 til 20 dage mellem hver fyldning vil flaskernes levetid blive 1 til 6 år.

I projektet har DTI derfor på den ene side valgt et højeste triptal på 200 baseret på producentoplysninger, hvor der forudsættes en lav kassationsprocent (0,5%), hvilket er mindre end for det danske retursystem for øl og sodavand.

På den anden side er valgt et laveste triptal på 30, baseret på et konservativt skøn med en høj kassationsprocent på 3,3%, hvilket er væsentligt højere end kassationsprocenten for øl og sodavand.

Et kort forsøg kan ikke vise, hvad triptallet bliver i en permanent system, men DTI mener i de angivne triptal at have taget rimeligt hensyn til de "bedste" og "værste" situationer.

1.7 Nedbrydning af ozonlaget og drivhuseffekten

I denne rapport indgår som nævnt ikke en vurdering af effekten af fremstilling, transport og bortskaffelse af de to emballager på Jordens opvarmning (drivhuseffekten) og nedbrydningen af ozonlaget. Baggrunden for dette er, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at komme med sikre forudsigelser om hvilken betydning, ændringer i ozonlaget og drivhuseffekten har for det globale klima og miljøet.

Baggrunden for den negative påvirkning af miljøet er den øgede tilbageholdelse af den varme, der normalt stråler fra Jorden og ud i atmosfæren, på grund af den øgede mængde af drivhusgasser som carbondioxid (CO_2), methan (CH_4), dinitrogenoxid (N_2O) og CFC. Disse gasser absorberer og tilbageholder derfor den varme, der udstråles til verdensrummet. Nettoresultatet er, at den globale gennemsnitstemperatur i atmosfæren øges.

Effekten af nedbrydning af ozonlaget beror på, at et mindsket ozonlag medfører en kraftigere indstråling af kortbølget UV-lys fra solen. Denne stråling regnes for skadelig for levende organismer.

Det er især CFC og haloner, der kan medvirke ved nedbrydning af ozonlaget, men de enkelte processer og samspillet mellem disse er ikke klarlagt. Det må dog antages, at en forøgelse af drivhusgasserne og de ozonlagsnedbrydende stoffer, alt andet lige, vil påvirke miljøet i negativ retning.

1.8 Rapportopbygning

Rapporten er opbygget således, at de to materialer er beskrevet og vurderet i særskilte afsnit - i afsnit 2 er papkartoner behandlet og i afsnit 3 er polycarbonatflasker behandlet.

I afsnit 4 foretages en sammenligning af de to materialer for råvareproduktion, emballageproduktion, anvendelse, genanvendelse og affald. Afsnit 4.6 omfatter en sammenstilling af forholdene omkring råvareforbrug, energiforbrug og emissioner for de to emballageformer. I afsnit 4.7 er projektets konklusion anført.

Hvert kapitel har egen referenceliste; tabeller og figurer er også nummereret kapitelvist.

2. Papkartoner

I dette afsnit beskrives gavltop-papkartoner som engangsemballage til mælk i de 5 trin:

- råvareproduktion,
- emballageproduktion,
- anvendelse,
- genanvendelse og
- affald.

Sidst i afsnittet er vist en sammenstilling, hvor de væsentligste data vedrørende forbrug af råvarer og energi samt emissioner er vist.

Hele beskrivelsen og de indsamlede data er baseret på et årligt forbrug i Danmark på 500 mio. liter mælk.

Fremstillingen af papirmasse foregår ved en lang række forskellige processer. Denne beskrivelse tager udgangspunkt i forhold ved produktion af papirmasse til papkartoner, hvor det er muligt, og ellers inddrages generelle oplysninger om emissioner fra papirindustrien.

Råvareproduktionen foregår ikke i Danmark, men primært i Sverige, Finland (og USA), hvorimod emballageproduktionen foregår dels i Danmark og dels i Sverige.

Til fremstilling af karton til drikkevareemballage anvendes hovedsageligt bleget og ubleget sulfatmasse. I Tyskland anvendes der også bleget og ubleget sulfitmasse til fremstilling af karton til drikkevareemballage.

Forudsætninger

Nærværende vurdering er baseret på anvendelse af bleget sulfatmasse. Den miljømæssige betydning ved anvendelse af ubleget karton til emballagefremstilling er ikke medtaget.

Råvareproduktion

Råvareproduktionen omfatter en 100% fremstilling af papirmasse og forarbejdning af papirmassen til karton.

Denne vurdering omfatter ikke skovdrift og fældning af træer. Fremstilling af de kemikalier og additiver, der anvendes i råvareproduktionen, er heller ikke medtaget i denne vurdering.

Energiforbruget er gjort op som summen af den energi, materialet - her papirmassen - indeholder og den energimængde, der tilføres under forarbejdningen. Eventuelle bidrag til energiregnskabet fra hjælpestoffer er ikke medtaget.

Karton til mælkeemballage er coated med polyethylen. Fremstilling af denne plasttype er kort beskrevet, og den energimængde polyethylenen indeholder samt den energimængde, der medgår til fremstilling af polyethylenen er medtaget i den samlede energiopgørelse.

Energiforbrug og emissioner ved transport af karton fra papirfabrik til det sted, hvor emballagefremstillingen sker, er medtaget.

Emissionerne er opgjort og vurderet med udgangspunkt i data fra svenske og finske papirfabrikker suppleret med tilgængelig litteratur.

Emballageproduktion

Emballageproduktionen omfatter coatning af karton med polyethylen, trykning, sammenføjning til "rør" og formning til kartoner.

Emissioner fra anvendelse af trykfarve er vurderet, mens fremstilling af trykfarve ikke er medtaget i vurderingen.

Den energi, der anvendes til emballageproduktionen er opgjort; derimod er fremstilling af den nødvendige energi ikke medtaget.

Energiforbrug og emissioner ved transport af emballage fra produktion til mejeri er medtaget.

Anvendelse

Anvendelsen omfatter påfyldning af mælk og distribution fra mejeri til detailbutik.

I denne vurdering er påfyldning af mælk og håndtering på mejeri ikke medtaget, da disse forhold forudsættes at være ens for emballage af karton og af polycarbonat.

Det er således alene transporten fra mejeri til detailbutik, der er vurderet med hensyn til energiforbrug og emissioner.

Genanvendelse

Genanvendelse af papkartoner er ikke vurderet, da Miljøstyrelsen anser dette som et teoretisk alternativ til den almindelige affaldsbortskaffelse.

Affald

Affald fra anvendelse af papkartoner bliver behandlet som husholdningsaffald. Husholdningsaffald forbrændes eller deponeres.

Den energi, der udvikles ved forbrænding, er opgjort, og de emissioner dette medfører er vurderet.

Transport

Transport fra produktionssted for råvarer til forarbejdning af emballage og videre til mejeri er vurderet på basis af antagelser om transportafstande. For transport fra mejeri til butik er transportafstanden opgjort.

Til beregning af nødvendigt energiforbrug er anvendt gennemsnitsværdier for en middelstor bil, da detaljerede oplysninger ikke har kunnet fremskaffes. For store transporter uden stop er energiforbruget sat til 50% af det gennemsnitlige energiforbrug.

Der er ikke taget hensyn til et eventuelt merforbrug af energi for en kølebil i forhold til det gennemsnitlige energiforbrug.

2.1 Råvareproduktion

Råvareproduktionen forløber i en række forskellige processer: afbarkning, flissnitning, pulpning, blegning og fremstilling af karton i baner. Den sidste proces kan ske geografisk adskilt fra de øvrige processer.

2.1.1 Processer

Afbarkning og flissnitning

Afbarkning kan foregå som en tør og som en våd proces i en tromle. I begge processer udnyttes træstemets bevægelse i tromlen til at slide bærken af. Ved den våde afbarkning udnyttes vandet til at fjerne bærken hurtigt og effektivt, men samtidig opløses eller ekstraheres organiske stoffer, nitrogen, phosphor og farve. Ved den tørre afbarkning anvendes vand udelukkende til at optø frosne træstammer og til at skylle de afbarkede træstammer inden det videre forløb. Ved overgang fra våd afbarkning til tør afbarkning kan udledningen af BOD (biokemisk oxygenforbrug) reduceres med 30 - 70% (Virkola & Honkanen, 1985).

Pulpning

Pulpning, som er en proces, hvorved træets fibre adskilles fra hinanden, kan foregå ved forskellige processer, og de giver anledning til produkter med forskellige egenskaber:

- mekanisk (mekanisk masse)
- termomekanisk (termomekanisk masse)
- kemotermomekanisk (CTPM: kemotermomekanisk masse)
- kemisk (sulfat- eller sulfitmasse)

Beskrivelsen af sulfatprocessen bygger på Seltälä et al. (1989). I sulfatprocessen anvendes en kogelud bestående af natriumhydroxid og natriumsulfid; det relative sulfidindhold angiver ludens sulfiditet og den effektive alkalinitet angiver alkaliindholdet. Delignificeringsprocessens effektivitet er afhængig af sulfiditet/effektiv alkalinitet-forholdet gennem processen. Optimering af processen foregår derfor ved indføring af forskellige metoder til styring af koncentrationerne af kokekemikalierne. Processerne foregår som batchprocesser og som kontinuerede processer.

Ved den konventionelle kogeprocess (batch) doseres træflis og kemikalier i kogerne. Processen forløber uden tilsætning af kemikalier under processen og afbrydes, når viskositeten har nået et vist niveau.

Ved den kontinuerlige konventionelle kogeprocess strømmer kemikalier og træflis medstrøms, og koncentrationsgradientens forløb er parallel med batchprocessens gradient.

Ved den modificerede batchproces opnås høj sulfiditet og lav effektiv alkalinitet i begyndelsen af processen og relativ høj alkalinitet ved processens afslutning samt en kort kogetid. Resultatet heraf er en lysere masse med bedre papirtekniske egenskaber.

Ved den modificerede kontinuerlige kogeprocess anvendes en modstrømskoger med flere kemikaliedoseringspunkter. Resultatet heraf er en papirmasse af samme kvalitet som massen produceret ved den modificerede batchproces.

Papirmassen bleges inden den videre forarbejdning, idet det resterende lignin danner chromofore grupper under pulpningen, og de giver en brunfarvning af papirmassen. Papirmassens farve angives ved kappa-tallet, der er baseret på en permanganatreaktion (Nordén og Solyom, 1988). Ubleget papirmasse til fremstilling af f.eks. bæreposer opnår et kappatal på 50 - 55 under pulpningen (vedudbytte ca. 55%), mens papirmasse, der skal bleges, opnår et kappatal på 20 - 30 under pulpningen (vedudbytte ca. 50%) (Svensson & Solyom, 1989).

Blegning

Blegningen kan ske ved forskellige processer, der afhænger af den aktuelle pulpningsproces. CTPM-masse bleges ofte med hydrogenperoxid, der virker ligninomdannende, mens sulfit- og sulfatmasse bleges med en kombination af flere reaktioner, hvori der indgår aktivt chlor. Kombinationen af blegetrin er af stor betydning for dannelsen af chlorerede organiske forbindelser, der kan give anledning til store problemer i det ydre miljø. De potentielle blegetrin angives herunder (Setälä *et al.*, 1989).

- C Chlor-trin, der anvender elementært (molekylært) chlor opløst i vand
- D Chlordioxid-trin, der anvender chlordioxid opløst i vand; 1 kg ClO_2 svarer til 2,63 kg aktivt chlor (Svensson & Solyom, 1989)
- C+D Chlor-trin, der er forstærket med chlordioxid
- C/D Chlor-trin, hvor chlordioxid tilsættes efter chlor
- D/C Chlordioxid-trin, hvor chlor tilsættes efter chlordioxid
- H Alkalisk blegetrin, der anvender hypochlorit
- E Natriumhydroxid ekstraktions-trin
- E/O Oxygenforstærket natriumhydroxid-trin
- E/P Hydrogenforstærket natriumhydroxid-trin
- E/OP Natriumhydroxid-trin forstærket med oxygen og hydrogenperoxid
- O Oxygentrin i basisk miljø
- P Hydrogenperoxid-trin
- Z Ozon-trin (under udvikling)

I 1986 var de hyppigst anvendte blegesequenser for nåletræ: C E D E D, O C E D E C og C E D E H D og for løvtræ: C E D E D og C E H D E D (Setälä *et al.*, 1989).

Der arbejdes på at udvikle blegesequenser, der kan nedsætte forbruget af elementært chlor, og anvendelsen af chlordioxid i forskellige kombinationer med chlor bliver mere og mere udbredt. Laboratorie- og pilotforsøg viser en sammenhæng mellem dannelsen af AOX (adsorberba-

re organiske halogenforbindelser), TOCl (total organiske chlorforbindelser) og forbruget af elementært chlor. Dannelsen af AOX og TOCl er således omvendt proportional med anvendelsen af chlordioxid i det første trin (Setälä et al., 1989). Forbruget af elementært chlor kan ligeledes nedsættes ved anvendelse af et oxygen-trin som det første trin (Svensson & Solyom, 1989).

Kartonproduktion

Ved papir/karton produktionen opslemmes papirmassen i vand sammen med de ønskede additiver (ler, kridt etc.), hvorefter papirmassen presses ud i baner i den ønskede tykkelse. Forskellige baner med forskellige egenskaber (f.eks. hvidhed eller styrke) kan presses sammen til et laminat.

Karton til fremstilling af drikkevareemballage i Danmark produceres for henholdsvis Tetra Pak i Sverige (Frövifors og Korsnäs, ifølge Bear, pers. komm., samt Billerud, ifølge Sandberg, pers. komm.) og Schouw-Packing i Finland (Enso-Gutzeit) og USA (Weyerhaeuser Paper Company) (Lindahl, pers. komm.).

Korsnäs er en integreret sulfat- og papirfabrik. Produktionen var på årsbasis i 1987 440.000 ton nåletræsmasse, heraf 190.000 bleget nåletræsmasse samt 50.000 ton bleget løvtræsmasse. Nåletræsmassen blev fremstillet i kontinuerlige kogere, mens løvtræsmassen blev fremstillet ved en batchproces. Korsnäs er dog i løbet af 1989 gået over til at anvende nyere kontinuerlige kogere samtidig med at produktionen af ubleget masse er øget gradvist til 585.000 ton/år (Svensson & Solyom, 1989).

Korsnäs har tidligere rådet over flere ældre blegier, men disse er blevet erstattet af et nyt blegeri i løbet af 1989, der anvender følgende blegesequens: O O (C50/D50) E/O D D (Svensson & Solyom, 1989).

På Korsnäs papirfabrik var produktionen på årsbasis i 1987 443.000 ton, der fordelte sig på 5 produktgrupper. I forbindelse med fremstilling af drikkevareemballage er de relevante produktgrupper:

- ubestrøget ubleget papir og karton fremstillet af nåletræsmasse (113.000 ton)
- ubestrøget og bestrøget Duplex-karton, der indeholdt ca. 40% chlorbleget masse

Fordelingen mellem ubestrøget og bestrøget Duplex-karton er ikke angivet (Svensson & Solyom, 1989).

Frövifors er en integreret sulfat- og kartonfabrik. På sulfatfabrikken fremstilles ubleget masse af løv- og nåletræ. Til kartonproduktionen indkøbes endvidere chlorbleget løv- og nåletræssulfatmasse og CTPM-masse. Der fremstilles 4 kartontyper, heraf 3 til drikkevareemballage. Flexo-karton består udelukkende af ubleget papirmasse, mens Duplex og bestrøget Duplex består af et ydre lag af bleget papirmasse (Svensson & Solyom, 1989).

Billerud var tidligere en integreret sulfit- og papirfabrik. Produktionen var på årsbasis i 1987 32.000 ton nåletræsmasse, heraf produceredes 22.000 ton bleget masse og 10.000 ton ubleget masse. Billerud anvender følgende blegesekvens: C E/P H, hvorved papirmassen bleges til en lyshed på 80% ISO.

På Billerud papirfabrik var produktionen på årsbasis 33.000 ton, der fordelte sig på 8 produktgrupper (Svensson & Solyom, 1989).

Billerud har senere afviklet sulfitfabrikken, og producerer nu sulfat- og CTPM-masse, hvoraf der fremstilles Triplex-karton, som anvendes til fremstilling af drikkevareemballage til Danmark. Triplex, der er et 3-lags laminat, kan være opbygget af 2 lag bleget sulfatmasse og et midterste lag bestående af f.eks. CTPM-masse eller masse fremstillet af rester fra opskæring af træ (Swan, pers. komm.).

Enso-Gutzeit er en integreret sulfat- og papir/kartonfabrik, der bl.a. fremstiller lamineret karton til drikkevareemballage. Laminaerne består af 3 lag chlorbleget nåletræsmasse (Lindahl, pers. komm.).

Enso-Gutzeit er en moderne sulfatfabrik, der dækker sit energiforbrug 100% ved udnyttelse af energiindholdet i restprodukterne. Der foreligger dog ikke præcise oplysninger om energi- og kemikaliestrømmene på den pågældende fabrik.

Enso-Gutzeit bleger massen til 90% ISO ved følgende blegeproces: O D/C E/O D E D (Enso-Gutzeit/Lindahl, pers. komm.).

2.1.2 Råvarer og hjælpestoffer

Forbruget af råvarer og hjælpestoffer til fremstilling af 1 ton papirmasse og emballage til 500 mio. kartoner er angivet i tabel 2.1.

De angivne data i tabel 2.1 er under forudsætning af, at papirmassen udnyttes 100% ved kartonfremstillingen, og at der ved kartonfremstillingen bruges 12.500 ton papirmasse til fremstilling af 500 mio. kartoner.

I bemærkninger fra Schow Packing og Tetra Pak påpeges det, at der anvendes 25.000 ton træ til fremstilling af 12.500 ton karton. Halvdelen af træmassen anvendes til selve papirproduktionen, mens den resterende del anvendes som energikilde. Man mener derfor fra de to virksomheders side at den mængde der anvendes til energiproduktion ikke skal medregnes. I Sundströms miljøprofil fra Billerud (dateret 14.11.90) anvendes den beregningsform, hvor den samlede træmængde medregnes som råvareforbrug.

Ved opgørelse af energiforbrug er medtaget energiindholdet i selve træet og den energimængde, der er tilført under fremstillingen.

Til fremstilling af 1 kg bleget sulfatmasse blev der tidligere anvendt mellem 250 og 300 liter vand (BUS, 1984). Lundholm og Sundström (1986) anfører, at der på Körsnäs anvendes 103 liter vand til fremstilling af 1 kg karton bleget sulfatmasse (50% nåletræ og 50% løvtræ).

Til fremstilling af 12.500 ton karton svarer dette til et vandforbrug på 1.287.500 m³.

Tabel 2.1

Forbrug af råvarer og hjælpestoffer ved produktion af karton til drikkevareemballage.

Råvare	Forbrug/ton masse	Forbrug/500 mio. kartoner	Reference
<u>Frövifors, ubleget sulfatmasse</u>			
træ			Lundquist & Sundström (1986)
nåletræ	1,43 ton	17.875 ton	
løvtræ	0,58 ton	7.250 ton	
kemikalier			
Na_2SO_4	15 kg	188 ton	
NaOH	10 kg	125 ton	
H_2SO_4	9 kg	113 ton	
CaO	5 kg	63 ton	
additiver	247 kg	3.084 ton	
<u>Korsnäs, bleget sulfatmasse</u>			
træ			Lundquist & Sundström (1986)
nåletræ	1,04 ton	13.000 ton	
løvtræ	1,03 ton	12.875 ton	
kemikalier, pulpning			
Na_2SO_4	8 kg	100 ton	
NaOH	9 kg	113 ton	
CaO	9 kg	113 ton	
kemikalier, blegning			
Cl_2	47 kg	588 ton	
NaOH	45 kg	563 ton	
NaClO	28 kg	350 ton	
SO_2	5 kg	63 ton	
ClO_2	30 kg	375 ton	
additiver	80 kg	1.000 ton	
<u>Bleget sulfatmasse</u>			
træ	2,14 ton	26.750 ton	BUS (1984)
kemikalier, pulpning			
Cl_2	64 kg	800 ton	
NaOH	12 kg	150 ton	

Natriumhydroxid

Natriumhydroxid fremstilles primært ud fra elektrolyse af natriumchlorid, hvorved der også dannes chlor. Elektrolyse foretages på to forskellige måder, enten i kviksølv-katode celler eller i asbest-diaphragma celler. Ved den første metode, der sørger for ca. 25% af den elektrolytiske chlor, er der risiko for udslip af kviksølv. Midwest Research Institute angiver, at der ved processen bruges 0,183 kg kviksølv per 1000 kg produceret chlor. Ved den anden metode, der svarer for ca. 75% af chlorproduktionen, er der risiko for medrivning af asbest i signifikante mængder (MRI, 1977, Patty, 1981).

Chlor

Chlor er en gulgrøn gas, som teknisk fremstilles i chlor-alkaliindustrien ved elektrolyse af smeltet natriumchlorid med kviksøvelektrode. Samtidig fremstilles bl.a. natriumhydroxid.

Chlordioxid

Chlordioxid er en stærkt oxiderende orangegul gas med et kogepunkt på 11°C og et smeltepunkt på - 59°C. Det er eksplosivt under påvirkning af varme og i forbindelse med organiske materialer. Chlordioxid anvendes opløst i vand, hvor det omdannes til hydrochlorat og saltsyre.

Natriumhypochlorit

Natriumhypochlorit er ligeledes et kraftigt oxiderende stof. Natriumhypochlorit foreligger altid opløst i vand, da det rene stof er meget ustabil; opløsningen er stærkt alkalisk. Ved oxidation udvikles varme, som kan antænde brandbare stoffer. Ved opvarmning af natriumhypochloritopløsningen afgives chlor.

Polyethylen

PE fremstilles ved polymerisering af ethylen, der er en farveløs, brandbar gas, som fremstilles teknisk ved termisk sonderdeling (cracking) af destillater (naphtha) fra råolieraffineringen (Patty, 1981). Ethylen kan desuden fremstilles udfra naturgas. Ethylen er et vigtigt industrielt råstof til fremstilling af utallige kemiske forbindelser, bl.a. polyethylen og ethylenoxid.

En detaljeret beskrivelse af PE-fremstillingen (LDPE) ses f.eks. i Christiansen et al. (1990).

Til belægning (coatning, laminering) af kartonen anvendes LDPE polyethylen (low density). Der anvendes 3,5 g LDPE pr. karton, hvilket giver et samlet forbrug på 1750 ton årligt ved produktion af 500 mio. mælkekartoner.

Tabel 2.2

Forbrug af råmaterialer ved produktion af polyethylen (BUS, 1984).

	1 ton	1750 ton
Vand (m ³)	17	30.000
Naturgas (ton)	1,068	1869
Tilsætningsstoffer (ton)	0,035	61

Den anførte mængde naturgas, methan, anvendes alene til ethylenfremstilling, og ikke som energikilde.

2.1.3 Energi

I de nyeste og mest moderne sulfatfabrikker tilføres der ikke ekstern energi, idet udnyttelse af brændværdien i restprodukter som bark, frigivet organisk materiale (lignin) etc. udnyttes (Enso-Gutzeit/Lindahl, pers. komm.). Det har dog endnu ikke været muligt af få en oversigt over energiforholdene ved den effektive energiudnyttelse.

Energiindholdet i karton kan udtrykkes ved en såkaldt energiekvivalensværdi, der er beregnet som summen af den energi, der tilføres ved fremstilling af papirmasse og papir/karton samt energiindholdet i træet. Den energi, der tilføres ved transport af papiret til videre forarbejdning indgår ikke i tallene. I tabel 2.3 er der vist eksempler på forskellige energiekvivalensværdier.

Tabel 2.3

Eksempler på energiekvivalensværdier ved produktion af karton.

Produkt	Energi­ekvivalent GJ/ton	Reference
Sulfatmasse	52	Plehn (1988) ¹
Bleget sulfatmasse	53	
Sulfatmasse	67	BUS (1984)
Bleget sulfatmasse	74	
Sulfatmasse	41 ²	
Bleget sulfatmasse	41 ²	

Noter:

1. Ener­giekvivalensværdierne er fremkommet ved at betragte det samlede energiinput i produktionen af sulfatmasse, og det er angivet til henholdsvis 24,4 og 27,9 GJ/ton (gennemsnitsværdier af forskellige sulfatproduktioner). På det pågældende tidspunkt kom gennemsnitlig 54,5% af energiforbruget fra udnyttelse af energiindholdet i restprodukter. Det antages endvidere, at vedudbyttet ved sulfatprocessen er 50%, hvorfor træs brændværdi (16 GJ/ton) indregnes med en faktor 2. Ener­giekvivalensværdien for bleget sulfatmasse bliver således $(0,455 \times 27,9 + 2 \times 16) \text{ GJ/ton} + 8,5 \text{ GJ/ton}$ (kartonproduktion) = 53 GJ/ton.
2. Under antagelse af at den moderne sulfatmasseproduktion er 100% selvforsynende med energi (Enso-Gutzeit/Lindahl, pers. komm.), kan energiekvivalensværdien beregnes til $2 \times 16 + 8,5 \text{ GJ/ton} = 41 \text{ GJ/ton}$.

Samlet energiforbrug

Det samlede energiforbrug ved produktionen udgøres af energiforbrug ved produktion (energiindhold i råvarer og energi til forarbejdning) og transport til forarbejdningssted.

Ved produktionen baseres beregningerne på data fra Enso-Gutzeit, da de er de nyeste; der skal dog samtidig gøres opmærksom på, at energiforbruget ikke er dokumenteret, og at der er fremkommet oplysninger som tyder på at energiforbruget kan være op til 20% højere.

Det forudsættes, at der til produktion af 1 kg polyethylen (LDPE) medgår 74 MJ (BUS, 1984).

Dette omfatter den energi der er bundet i plasken og den energi der anvendes til fremstillingen.

Energibehovet ved transport er beregnet i bilag 2 under forudsætning af at karton og polyethylen transporteres 900 km.

Produktion		
af karton:	12.500 ton x 41 GJ	= 512.500 GJ
Produktion		
af LDPE:	1.750 ton x 74 GJ	= 129.500 GJ
Transport af	14.250 ton	= 13.851 GJ
Samlet energiforbrug		= 655.851 GJ

2.1.4 Emissioner

Emissioner fra papirproduktionen

Emissioner fra papirindustrien varierer meget fra fabrik til fabrik. De ændrer sig ligeledes med tiden. I de efterfølgende tabeller vises en oversigt over emissioner fra papirindustrien, der vurderes at være miljømæssigt signifikante. Det drejer sig om støv, svovldioxid, sulfider, organiske svovlforbindelser, suspenderede partikler, biokemisk oxygenforbrug over 7 dage, kemisk oxygenforbrug, adsorberbare organiske halogenforbindelser og total organiske chlorforbindelser. I bilag 3 er der vist en mere omfattende oversigt over emissioner fra masse- og papirfabrikker.

De tal, der er anført i tabellerne, omfatter ikke ekstern energifremstilling.

Tabel 2.4

Emissioner fra produktion af karton ud fra ubleget sulfatmasse, Frövifors (Lundholm og Sundström, 1986).

emission	kg/ton masse	ton/500 mio. kartoner
støv	2,2	27,5
SO ₂	6,3	78,75
sulfider	0,072	0,9
org.-S	0,021	0,26
TSS	3,0	37,5
BOD ₇	1,9	23,75
COD	15	187,5
AOX	-	-
TOCl	-	-

Tabel 2.5

Emissioner fra produktion af karton ud fra bleget/ubleget sulfatmasse, Korsnäs (Lundholm & Sundström, 1986).

emission	kg/ton masse	ton/500 mio. kartoner
støv	1,6	20,0
SO ₂	2,7	33,75
sulfider	0,19	2,38
org.-S	-	-
TSS	4,0	50,0
BOD ₇	8,0	100,0
COD	43	537,5
AOX*	4,5	56,25
TOCl*	5,5	68,75

* Tallene stammer fra 1987/88 (Svensson & Solyom, 1989).

Vedrørende produktion af karton ud fra bleget sulfat/CTPM-masse oplyses det, at på virksom-

heden Billerud er emissionen af AOX 2,0 kg/ton masse (Swan, pers. komm.).

Det oplyses fra Schouw-Packing (Lindahl, pers. komm.), at man ikke anvender råvarer fra Korsnäs.

Tabel 2.6

Emissioner fra produktion af karton ud fra bleget sulfatmasse, Enso-Gutzeit (Enso-Gutzeit/Lindahl, pers. komm.). Værdierne er aflæst i diagrammer uden præcis angivelse af årstal for emissionen.

emission	kg/ton masse	ton/500 mio. kartoner
støv	-	-
SO ₂	5	62,5
Sulfider	-	-
Org.-S	-	-
TSS	-	-
BOD ₇	3-4	44
COD	42	525
AOX	3-4	44
TOCl	-	-

Landner (1989) angiver følgende gennemsnitsværdier for blegerspildevand: ca. 16 kg BOD/ton masse, ca. 80 kg COD/ton masse og 5 - 7 kg TOCl/ton masse. BOD og COD for Frövifors ligger væsentligt under disse gennemsnitsværdier, og det er sandsynligvis pga., at der kun er opgivet data for ubleget sulfatmasse. TOCl-værdien for Korsnäs og AOX-værdien for Enso-Gutzeit er i overensstemmelse med gennemsnitsværdierne.

Der påpeges fra Schouw-Packing (Lindahl pers. komm.), at AOX-værdien for Enso (tabel 2.6) skal være < 2kg/ton, dvs. for produktion af 12.500 ton karton sker en udledning af 25 ton AOX. Det bemærkes endvidere, at udledningen af AOX fra Enso inden udgangen af 1991 vil være under 1 kg/ton.

I kommentarer fra Miljøstyrelsen (Peter Andersen, pers. komm.) anføres data om BOD-belastningen fra produktion af papirmasse fra en i 1990 opdateret rapport fra Naturvårdsverket

(rapport nr. 3753). Det anføres, at fremstilling af sulfatmasse giver anledning til en udledning af 15 - 20 kg BOD/ton papirmasse svarende til 187,5 - 250 ton BOD samt yderligere et bidrag ved fremstilling af papir fra papirmasse (7 - 14 kg BOD/ton papir).

Emissioner fra polyethylenproduktion (LDPE)

I de følgende tabeller er emissionerne fra produktion af polyethylen anført.

Tabel 2.7

Luftbårne emissioner fra produktion af polyethylen (BUS, 1984).

	1 ton	1750 ton
Støv (ton)	0,0045	7,9
Carbonmonoxid (ton)	0,010	18
Nitrogenoxider (ton)	0,034	60
Svovldioxid (ton)	0,013	23
Carbonhydrider (ton)	0,034	60
Aldehyder (kg)	0,029	51
Andre organiske forbindelser (kg)	0,012	21

Tabel 2.8

Vandbårne emissioner fra produktion af polyethylen (BUS, 1984).

	1 ton	1750 ton
Uopløselige stoffer (ton)	0,0033	5,8
Syrer (ton)	0,00031	0,54
BOD ₅ (ton)	0,0023	4,0
Forsæbbar olie og fedt (ton)	0,0019	3,3
Opløste stoffer (ton)	0,005	8,8
Metalioner (kg)	0,092	165

Tabel 2.9

Fast affald fra produktion af polyethylen (BUS, 1984).

	1 ton	1750 ton
Produktionsaffald (m ³)	0,05	88
Produktionsaffald (ton)	0,059	103
- Råmateriale-udvinding (ton)	0,036	63
- Produktionsproces (ton)	0,010	18
- Energi-produktion (ton)	0,013	23

Emissionen ved transport

Emissionen pr. energienhed kan bestemmes (Lange, pers. komm.). I tabel 2.10 er emissionen af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid ved dieseltransport (0,20% svovl) på vej anført. Disse tal er anvendt til at beregne emissionen for transport af karton og polyethylen fra produktionssted til fremstillingssted for kartoner. Der forudsættes en gennemsnitlig transportafstand på 900 km.

Tabel 2.10

Emission fra transport fra produktionssted for karton og polyethylen til fremstillingssted for papkartoner.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
14.250 ton, 900 km			
13.851 GJ	1,25 ton	7,15 ton	1.025 ton

Effekterne af de omtalte emissioner beskrives kort i det følgende.

TSS

Suspenderede partikler er en ikke kemisk definerbar fraktion, der har været og er en karakteristisk parameter for spildevandsudledninger

fra papir- og genbrugspapirindustrien. Partiklerne vil, afhængig af form, størrelse og vægt, blive transporteret med vandet indtil strømforholdene tillader partiklerne at sedimentere. I ferske vande og i kystnære farvande kan partiklerne være medvirkende til at hindre lysgennemtrængningen (dvs. nedsætte sigtedybde) eller sedimentere på bladoverflader og derved nedsætte fotosyntesen.

Organiske halogener kan være adsorberede til suspenderede partikler og blive transporteret hermed. Andelen af adsorberede organiske halogener er ikke kendt (Södergren, 1989).

BOD/COD

BOD₇ og COD udtrykker henholdsvis det biokemiske oxygenforbrug på 7 dage og det kemiske oxygenforbrug, der kræves til nedbrydningen af organisk (og uorganisk) materiale. Forholdet BOD/COD er mindre end eller lig med 1, idet den kemiske oxidationsproces oxiderer stoffer, der ikke oxideres biologisk (i løbet af 7 dage). Jo sværere nedbrydeligt det organiske materiale er, jo mindre er forholdet, og det typiske forhold for papirindustriens udledninger er ca. 0,25 (Landner, 1989; Södergren, 1989). Ved anvendelse af biologisk renseanlæg forskydes forholdet, således at BOD sænkes relativt mere end COD, hvorved forholdet bliver mindre end 0,25.

Effekten af en given eksponering kan ikke angives eksakt, idet den afhænger af den konkrete recipient.

BOD-værdier for forskellige anlæg kan derfor kun anvendes til en sammenligning af emissioner mellem anlæg og mellem forskellige procestrin.

Effekten af BOD-udledninger vil være størst i tilfælde, hvor recipienten er stillestående, lavvandede områder med ringe opblanding. I disse områder vil udledninger fra papirindustrierne være medvirkende til at sænke oxygenindholdet i vandmiljøet med de deraf følgende gener for akvatiske organismer. Effekten af BOD-udledning er i princippet reversibel, men i Østersøens tilfælde vil tidshorisonten på reversibiliteten være ganske betydelig.

AOX

De chlorerede forbindelser, der udledes fra blegeprocessen, inddeles i højmolekylære ($M_w > 1000$ g/mol) og lavmolekylære forbindelser. Precursorne til de højmolekylære forbindelser

er lignin og kulhydrater (cellulose og hemicellulose). De lavmolekylære forbindelser er bedre karakteriserede, og det drejer sig om (Setälä et al., 1989):

- Chloroform (op til 0,5 kg/ton masse),
- chlorerede eddikesyrer (op til 1 kg/ton masse),
- chlorerede phenoler (1-20 g/ton masse) samt
- chlorerede dibenzo-p-dioxiner og dibenzofuraner (10 µg TCDD ekv./ton masse).

Svensson & Solyom (1989) angiver det totale udslip af AOX med spildevand fra den svenske produktion af chlorbleget sulfatmasse til 12.000 ton AOX/år, hvilket svarer til 3,0 (1,1 - 4,5) kg AOX/ton masse.

De højmolekylære chlorerede ligniner vil nedbrydes til chlorphenoler afhængigt af recipientforholdene, og disse vil ofte blive methylerede af bakterier, hvorved der dannes bioak-kumulerbare, toksiske forbindelser (f.eks. anisoler og veratroler, dvs. arylalkylethere af phenoler og catecholer) (Landner, 1989; Setälä et al., 1989).

Chlorphenolerne vil på grund af deres frie phenolgrupper bindes til sedimentet, hvorved de fjernes fra de frie vandmasser. I sedimentet vil der evt. ske en anaerob nedbrydning (Landner, 1989).

Effekter

I økoepidemiologiske studier har man bl.a. vist, at blæretang (*Fucus vesiculus* L.) påvirkes af chlorat fra blegeriafløb. Der er observeret effekter på tilvækst og metabolisme; NOEL er bestemt til 15-20 µg/l (Lehtinen et al., 1988).

I nærheden af udledninger ses nedgang i fiskebiomassen og i sammensætningen af fiskearter. På aborre (*Perca fluviatilis*) er der observeret reduktion i reproduktionen og ændringer i fysiologien. Det er typisk galler og finner, der påvirkes. Der ses ligeledes påvirkninger på diversitet, biomasse og fordeling af invertebrater (hvirvelløse dyr) og planter (Södergren, 1989).

Dioxiner

Der er fundet dioxin i forskellige papirprodukter og i spildevand fra papirindustrien. Dannelsen af chlorerede dibenzo-p-dioxiner og dibenzofuraner er derfor undersøgt i labora-

torieundersøgelser og på en papirmølle med det formål at undersøge afhængigheden af forskellige parametre i blegeprocessen (Axegård & Renberg, 1989). De undersøgte parametre var bl.a. ligninindhold, oxygenblegning, chlor- og chlordioxidforbrug.

Den vigtigste parameter er forholdet mellem chlorforbruget og kappa-tallet (et udtryk for ligninindholdet) kaldet Cl_2 -multiplen; heri indgår indirekte chlordioxidforbruget, der er omvendt proportionalt med Cl_2 -multiplen, således at 100% og 0% chlordioxid svarer til en Cl_2 -multipel på henholdsvis 0 og 0,20. Som primær måleparameter anvendes 2,3,7,8-TCDF og 2,3,7,8-TCDD, idet de er de giftigste kongenerer og samtidig de kongenerer, der forekommer i størst mængde. Undersøgelserne viser, at jo højere chlordioxidprocent der anvendes i trin 1, jo mindre 2,3,7,8-TCDF og 2,3,7,8-TCDD dannes der. Indførelse af et iltningstrin giver en endnu lavere dioxindannelse, tabel 2.11. Indførelse af et iltningstrin virker reducerende på chlorforbruget, hvorfor Cl_2 -multiplen falder.

Tabel 2.11

2,3,7,8-TCDF og 2,3,7,8-TCDD dannet ved blegeprocessen ved anvendelse af et blegningstrin (pg/g pulp) (Axegård & Renberg, 1989).

Congener	Cl_2 -multipel	
	0,10	0,17
2,3,7,8-TCDF	0,84	2,3
2,3,7,8-TCDD	0,24	1,1

Axegård & Renberg (1989) konkluderer, at en reduktion af Cl_2 -multiplen til 0,15 (svarende til 25 - 30 kg Cl_2 /ton pulp for oxygenbleget nåletræsmasse og 45 - 50 kg Cl_2 /ton pulp for ikke oxygenbleget nåletræsmasse) reducerer dioxinniveauet til nær detektionsgrænsen. Dioxinindholdet i sediment indsamlet i den Botniske bugt ud for Iggesund papirmølle er bestemt, og hovedparten blev fundet i en dybde ned til 0 - 1 cm, hvor der blev fundet henholdsvis 800 pg TCDF og 200 pg TCDD/g sediment, og i 30 - 35 cm, hvor der blev fundet 75 og 100 pg/g sediment (Rappe et al., 1987). I tabel 2.12 ses dioxingradienten i sediment ud for Iggesund.

Dioxinindholdet i fisk viser ligeledes en faldende gradient i den Botniske bugt ud for Norrsundet. I tabel 2.13 ses dioxinindholdet i muskler fra aborre.

Tabel 2.12

Dioxingradient i sediment ud for Iggesund (pg/g sediment) (Rappe et al., 1987).

		Afstand/km			
	4	9	15	30	150
2,3,7,8-TCDF	1500	450	200	100	75
2,3,7,8-TCDD	150	60	40	20	0

Tabel 2.13

Dioxingradient i muskler (aborre, hunner) ud for Norrsundet (pg/g friskvægt) (Södergren, 1989).

		Afstand/km		
	1	5	9	
2,3,7,8-TCDF	8,8	5,3	2,1	
2,3,7,8-TCDD	13	19	2,6	
Sum nordisk-ekv.	15	21	3,7	

I det nordlige Kattegat og i det sydlige Øresund er der fundet 2,5 pg TCDD-ekv. (Nordisk)/g våd vægt i sild, mens der i det sydlige Kattegat er fundet omkring detektionsgrænsen (mindre end 0,1-0,2 pg TCDD-ekv. (Nordisk)/g våd vægt). I Østersøen og i den Botniske bugt findes væsentlig højere værdier i sild (6,7-9 pg TCDD-ekv. (Nordisk)/g våd vægt) (Bergqvist et al., 1989).

Chlorforbindelser

Ved uheld under håndteringen af chlor og chlordioxid, hvor der sker større udslip, vil der kunne forekomme en række sundhedsmæssige problemer. Disse beskrives kort i bilag 4.

2.2 Emballageproduktion

Emballageproduktionen forløber i en række forskellige processer: coatning (laminering), trykning, sammenføjning til "rør" og formning af kartoner. Rækkefølgen af processerne og den geografiske placering afhænger af de forskellige producenter og produkttyper.

2.2.1 Processer

Coatning

Inden trykningen pålægges kartonen 1 - 2 lag PE på begge sider. Coatningen foregår ved ekstrudering. Indersiden forsynes af og til med 2 lag PE for at sikre, at en perforering af 1. lag ikke giver anledning til øget gennemtrængningsmulighed. Coatningen foregår enten i forbindelse med papirfremstillingen (Lindahl, pers. komm.) eller i forbindelse med trykningen; det aktuelle forbrug af PE kan dog ikke oplyses (Sandberg, pers. komm.).

Trykning

Gavltopkartonen trykkes med flexografi, og ved denne trykkemetode er det muligt at trykke på PE-lamineret karton, mens rækkefølgen er omvendt ved anvendelse af dybtryk.

Til flexografi anvendes opløsningsmiddelbaserede trykfarver. Det var ikke muligt at få oplysninger om typen af opløsningsmidler anvendt af Tetra Pak, hvorimod Shouw-Packing (Lindahl, pers. komm.) oplyser, at de f.eks. anvender Flexo-dybtryk farver.

Kartonen udskæres i relevante banebredder inden trykningen.

Formning

Efter trykningen udstanses og falses kartonen svarende til én karton, hvorefter de foldes og svejdes ved hjælp af opvarmning af PE-laget, der således fungerer som lim. De leveres herefter til mejeri, hvor den endelige udformning foregår.

2.2.2 Råvarer og hjælpestoffer

Forbruget af råvarer og hjælpestoffer til fremstilling af henholdsvis 1 ton lamineret karton og emballage til 500 mio. kan opgøres på følgende måde. Tetra Pak oplyser, at 1 karton vejer 28,7 g og Schouw-Packing oplyser at 1 karton vejer ca. 29 gram og at PE udgør ca. 12,3% heraf (Lindahl, pers. komm.). Lundholm & Sundström (1986) angiver, at PE-coatningen udgør 20% af kartonens vægt (Tetra Brik).

I de efterfølgende beregninger antages gennemsnitskartonen at veje 28,5 g, hvoraf PE udgør 3,5 g.

Tabel 2.14

Råvareforbrug ved fremstilling af papkartoner (Lundholm & Sundström, 1986). Farveandelen er baseret på oplysninger om Tetra Brik, hvor der anvendes 0,32% farve på kartonen.

Råvare	Forbrug/ton lam. karton	Forbrug/500 mio. kartoner
karton	877 kg	12.500 ton
polyethylen	123 kg	1.750 ton
Flexo-farver	3 kg	38 kg

Karton

Kartonen fremstilles som beskrevet i afsnit 2.1. Den leveres enten ucoated til emballageproducenten, hvorefter den coates som beskrevet i afsnit 2.2.1, eller den leveres coated til emballageproducenten.

Polyethylen (PE)

Til belægning af kartonen anvendes LDPE polyethylen (low density). Der anvendes 3,5 g LDPE pr. karton, hvilket giver et samlet forbrug på 1750 ton årligt ved produktion af 500 mio. mælkekartoner.

PE leveres til producenterne i form af granulat. Sandberg (pers. komm.) oplyser, at der anvendes PE uden additiver til coating af karton til drikkevareemballage.

Flexo-farver

Sadolin Trykfarver (Koldsø, pers. komm.) oplyser, at farver til anvendelse ved flexografi (f.eks. Rotalin) ikke indeholder tungmetaller, men hovedsageligt bygger på titandioxid, jernoxider og organiske pigmenter. Datablade for produkterne oplyser samtidig, at der kan være op til 2% barium i røde og orange farver. Trykfarverne er opløsningsmiddelbaserede, og de indeholder i følge databladet 5 - 20% ethylacetat, 5 - 20% methoxypropanol og > 20% ethanol. Som bindemiddel anvendes cellulosenitrat og ikke reaktiv urethan.

I det efterfølgende antages ovennævnte trykfarver at være repræsentative for trykfarver til anvendelse på drikkevareemballage, og at der således ikke anvendes tungmetaltholdige trykfarver til trykning på drikkevareemballage.

2.2.3 Energi

Ved emballagefremstillingen forbruges energi til coatningen af polyethylen og karton. Derudover anvendes energi til trykning og udsækning.

Energiforbruget er størst ved coatningen, da den anvendte polyethylen skal smeltes. Christiansen et al. (1990) angiver, at der til forarbejdning (smeltning) forbruges 11 - 12 GJ/ton. I det følgende antages, at der anvendes 12 (GJ/ton) til hele fremstillingen.

Det forudsættes, at de fremstillede kartoner skal transporteres fra fremstillingssted til mejeri, og at denne transportafstand i gennemsnit er 100 km (se bilag 2).

Det samlede energiforbrug kan beregnes til:

Fremstilling:

1.750 ton PE x 12 GJ/ton = 21.000 GJ

Transport af 14.250 ton = 1.539 GJ

Samlet energiforbrug = 22.539 GJ

2.2.4 Emissioner

Der forekommer emissioner ved PE-ekstrudering og ved trykkemaskinerne.

Ved PE-ekstruderen kan emissioner af carbonhydrider forventes at være fordelt på følgende forbindelser, der anses for at være toksikologisk relevante (Jensen et al., 1989):

- formaldehyd
- acetaldehyd
- acrolein
- crotonaldehyd
- α -methylacrolein
- alifatiske aldehyder
- peroxider
- myresyre
- eddikesyre
- aerosoler

Ved trykkemaskinerne vil emissionerne bestå af letflygtige opløsningsmidler som ethanol, ethylacetat og methoxypropanol.

Den eksterne emission er ikke kendt, men den antages at være forsvindende, idet begge operationer kan være udstyret med udsugning og anlæg til rensning af afkastluft (Sandberg, pers. komm.).

Transport

I tabel 2.15 er emissionen af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid ved dieseltransport (0,20% svovl) på vej anført. Disse tal er anvendt til at beregne emissionen for transport af karton og polyethylen fra fremstillingssted til mejeri, hvor kartonerne anvendes. Der forudsættes en gennemsnitlig transportafstand på 100 km.

Tabel 2.15

Emission fra transport fra fremstillingssted til mejeri for papkartoner.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
14.250 ton, 100 km			
1.539 GJ	139 kg	794 kg	114 ton

2.3 Anvendelse af papkartoner

2.3.1 Processer

Det antages, at fyldeanlæg til mælk på papemballage og i returflasker er ens set i forhold til en miljøvurdering af de ydre forhold. Det antages ligeledes, at transportbåndssystem samt kasse- og containerfyldning er ens, da plastflasken er designet således, at den passer i transportkasser til papkartoner. Disse led er derfor ikke medtaget i vurderingen.

Når papkartoner modtages på mejeriet er de sammenfoldede og mangler svejsning i bund og top. Ved påfyldning af mælk foldes og svejses kartonerne. Foldningen sker automatisk, og svejsningen sker automatisk ved opvarmning.

Distribution af mælk fra mejeri til butik er medtaget i dette afsnit. Vurdering af forholdene i butik er ikke medtaget, da der i forhold til miljøhensyn ikke skønnes at være nogen

forskel mellem de to emballageformer. Ligeledes er transporten fra butik til forbruger heller ikke medtaget. Transport af kasseret, tom emballage til affaldsbehandling er medregnet i vurderingen.

Forskellen mellem papemballage og returflasker ligger i transporten og rensning af returflasker. I det følgende opgøres transportbehovet for 500 mio. liter mælk distribueret på papkartoner.

2.3.2 Råvareforbrug

Ved de i denne vurdering behandlede forhold er der intet forbrug af råvarer.

2.3.3 Energi

Ved transport af mælk i papkartoner fra mejeri til butik vil der være et energiforbrug.

Udgangspunktet for energiopgørelsen er data fra MD Foods, og beregningerne er anført i bilag 2.

Fra bilag 2, Transportbehov, er følgende årlige energiforbrug opgjort.

Transport fra mejeri til butik:	351.747 GJ
- heraf mælk:	342.000 GJ
- heraf emballage:	9.747 GJ

Det antages, at kasserede papkartoner bortskaffes med dagrenovationen og transporteres til forbrændingsanlæg eller deponering. Denne transport er i gennemsnit 7 km (opgjort i bilag 2) og udgør et energiforbrug på 215 GJ.

Det samlede energiforbrug til transport af emballage udgør 9.962 GJ.

2.3.4 Emissioner

I tabel 2.16 er emissionen af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid ved dieseltransport (0,20% svovl) på vej anført. Disse tal er anvendt til at beregne emissionen for transport af mælkeemballager fra mejeri til butik og for transport af tom emballage til affaldsforbrænding.

Tabel 2.16

Emission fra transport ved distribution af mælk i papemballage.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
Fra mejeri til butik, 351.747 GJ	32 ton	182 ton	26.000 ton
- heraf mælk, 342.000 GJ	31 ton	176 ton	25.300 ton
Fra forbruger til affaldsbehandling, 215 GJ	19,4 kg	111 kg	16,9 ton
Transport af emballage, 9.962 GJ	897 kg	5,14 ton	737 ton

2.4 Genanvendelse af papkartoner

Der er foretaget et enkelt forsøg på Bornholm vedrørende indsamling af skyllede kartoner til skummet-, let- og sødmælk. Det er Miljøstyrelsens holdning, at problemerne ved indsamling af brugte kartoner er så dårligt belyst, at dette - idag - alene er et teoretisk alternativ til den almindelige affaldsbortskaffelse (Jonsson, pers. komm.).

Den danske mælkekartonindustri har iværksat et udredningsarbejde, der har til formål at belyse, hvorledes en indsamling med henblik på genanvendelse kan organiseres. Undersøgelsen, der endnu ikke er publiceret, peger på, at det er teknisk muligt at separere pap fra plast og derved genanvende kartonen. For at denne mulighed skal være realistisk, er det dog nødvendigt, at der indføres et specielt pantsystem.

2.5 Affald fra papkartoner

2.5.1 Processer

Den mængde affald, der bortskaffes fra forbrugeren ved anvendelse af papkartoner, vil svare til mængden af anvendte kartoner, 14.250 ton.

De kasserede papkartoner vil bortskaffes som husholdningsaffald. I Miljøministeriets strategiplæg "Affald 2000" anføres, at 70% husholdningsaffald forbrændes, og at de resterende 30% deponeres. De samme tal angives af Sundström (1987).

Mængden af anvendte papkartoner udgør 14.250 ton pr. år. Mængden, der afbrændes, udgør 9.975 ton, mens resten deponeres. Ved forbrænding afbrændes 8.750 ton papir og 1.225 ton polyethylen. Ud af et årligt papirforbrug på ca. 1 mio. ton udgør forbruget til mælkeemballage ca. 1,25%. Dette tal er i rimelig overensstemmelse med resultater fundet i en affaldsanalyse fra 1985, hvor mælkekartoner udgjorde 1,6% af den brandbare fraktion (Christiansen & Hoffmann, 1990). I en ældre opgørelse udgjorde mælkekartonerne 2,2% af den brandbare fraktion (Elmlund et al., 1985).

Husholdningsaffald bortskaffes med anden dagrenovation, og som anført i bilag 2 forudsættes det, at den gennemsnitlige transportafstand er 7 km. Energiforbruget til denne transport er medregnet under afsnit 2.3.

2.5.2 Råvarer og hjælpestoffer

Ikke relevant.

2.5.3 Energi

Ved forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg frigøres energi fra materialet. Ved deponering sker der ingen energiudvikling.

Den energi, der udvikles ved forbrænding kan beregnes ud fra materialets nedre brændværdi.

Den teoretiske energiudvikling ved forbrænding er:

8.750 ton papir x 13 GJ =	113.750 GJ
1.225 ton polyethylen x 43 GJ =	52.675 GJ
I alt	166.425 GJ

Beregningsen er baseret på forbrændingsenthalpier (Christiansen et al., 1990). Udnyttelsesgraden ved affaldsforbrænding er angivet til 60%, hvilket svarer til, at ca. 99.855 GJ pr. år kan udnyttes.

2.5.4 Emissioner

Lundholm & Sundström (1986) anfører, at brik-kartonen indeholder 0,03% chlor og 0,004% fluor. Askeindholdet anføres til 4,64%. Lundholm & Sundström tager ikke stilling til et eventuelt indhold af dioxiner stammende fra fremstillingen. Det er ikke angivet, hvorvidt tallene omhandler ubleget eller bleget karton, men det må formodes at være ubleget karton, idet Lundholm & Sundström (1986) angiver resultater af en analyse af ubleget karton, hvor chlorindholdet er målt til 375 mg/kg svarende til 0,0375%.

Cowiconsult et al. (1989) anfører, at chlorbleget papir vil bidrage med en del af chlorindholdet i affaldet, da chlorindholdet i papir ligger i intervallet 0,1 - 0,2%. En analyse af en affaldsfraktion bestående af mælkekartoner foretaget i 1985 viser et chlorindhold på 1,18 g/kg TS svarende til ca. 0,1% chlor i karton, som udgør mindre end 1% af chlorindholdet i affaldets brandbare del (Christiansen & Hoffmann, 1990). Begge undersøgelser peger således på, at chlorindholdet i mælkekartoner er højere end angivet i Lundholm & Sundström (1986), men indholdet må formodes at være faldende.

Der er endvidere anført analyser af papbrikkens indhold af tungmetaller.

Cadmium	< 0,1 mg/kg
Chrom	0,8 - 1,8 mg/kg
Cobalt	< 0,5 mg/kg
Kobber	2 - 39 mg/kg
Bly	1,0 - 3,5 mg/kg
Nikkel	1,0 - 1,6 mg/kg
Zink	7,5 - 117 mg/kg

Disse tal er sandsynligvis ikke repræsentative for gavltop kartoner på det danske marked, idet der anvendes en trykmetode, hvortil der ikke anvendes tungmetalholdige farver (udover barium). En analyse af danske mælkekartoner viste følgende værdier: cadmium: 0,025 mg/kg TS og bly: 0,57 mg/kg TS, som udgør mindre end 0,1% af cadmium og bly i affaldets brandbare del (Christiansen & Hoffmann, 1990).

Der er fundet afgivelse af dioxiner til mælk fra mælkekartoner (Rappe et al., 1989). Ved forbrænding kan disse derfor afgives; men niveauet kan ikke angives.

Det anføres fra Schouw-Packings side, at chlorindholdet i mælkekartoner er reduceret med 25% siden 1985, og at der ikke er dioxiner i

danske mælkekartoner. Dette har Schouw Packing en lang række internationale beviser for (Lindahl, pers. komm.).

Ved forbrænding af polyethylen vil der dannes carbonmonoxid, sod og polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH) i mindre omfang (Ottosen, 1987).

2.6 Supplerende data

2.6.1 Supplerende data baseret på svensk papirproduktion

Gustav Sundström AB har i 1990 udarbejdet en foreløbig miljøprofil for Tetra Rex Danmark. Miljøprofilen omhandler den kartontype som Tetra Pak anvender i dag. De anvendte data i denne miljøprofil er baseret på oplysninger fra Billerud Board, som er en af de virksomheder, der er omtalt i afsnit 2.1.

Den foreliggende miljøprofil er meget detaljeret og uden forklarende kommentarer med hensyn til forudsætninger eller systemgrænser. Rapporten er derfor vanskelig at anvende i en sammenligning. I det følgende er der dog forsøgt at uddrage visse data.

Sundströms miljøprofil omfatter en række elementer, som ikke er medtaget i nærværende projekt. Disse er i hovedtræk :

- fældning af træer og transport til papirmølle,
- opgørelse af energiindhold i hjælpestoffer (kemikalier) ved råvareproduktion,
- opgørelse af råvarer og energiforbrug til fremstilling af pakkematerialer ved transport af karton og forarbejdet emballage,
- opgørelse af råvarer og energiforbrug ved fremstilling af trykfarve,
- energiforbrug til tapning, håndtering og køling af mælk på mejerier,
- opgørelse af råvarer og energi til fremstilling af containere og anden yderemballage ved distribution af mælk.

Der savnes:

- særskilt beregning af emissioner i forbindelse med transport,
- emissioner ved fremstilling af alle hjælpestoffer i råvareproduktionen,
- emissioner ved fremstilling af PE.

Råvareproduktion

Råvarer

Det anføres, at en Tetra Rex karton fremstilles af:

24,8 gram karton (93% tørstof (TS))

heraf 17,9 gram ubleget karton
6,9 gram bleget karton

3,3 gram polyethylen (LDPE)

Dette svarer til et forbrug på 12.415 ton karton og 1.650 ton polyethylen ved fremstilling af 500 mio. mælkeemballager pr. år.

Mængden af forbrugt papirmasse (90% tørstof) til fremstilling af 1 ton karton er opgjort til 1036 kg fordelt på forskellige typer papirmasse:

351 kg kemotermomekanisk masse (CTMP)
141 kg bleget nåletræsmasse
149 kg bleget eucalyptus masse
395 kg ubleget nåletræsmasse

Forbruget af frisk træ er angivet til 3591 kg vådt træ/ton masse (svarende til henholdsvis 2173 kg tørt træ (82% TS)/ton masse og 1781 kg tørt træ (100% TS)/ton masse) og 672 kg savværks spild/ton masse. Det er ikke præciseret, hvor savværkspildet indgår i processen. Til fremstilling af 500 mio. mælkeemballager forbruges derfor 27.000 ton tørt træ (82% TS).

Mængden af kemikalier anvendt til fremstilling af de 4 massetyper er opgjort pr. ton karton og til 500 mio. emballager. Disse tal er sammenfattet i tabel 2.17.

Tabel 2.17

Anvendte kemikalier ved fremstilling af karton på Billerud (Sundström, nov. 1990).

	1 ton karton	500 mio. emballager
Natriumhydroxid	36,9 kg/ton	458,1 ton
Calciumoxid	19,5 kg/ton	242,1 ton
Oxygen	1,3 kg/ton	16,1 ton
Chlor	10,4 kg/ton	129,1 ton
Svovlsyre	3,5 kg/ton	43,5 ton
DPTA	0,5 kg/ton	6,2 ton
Natriumperchlorat	5,9 kg/ton	73,3 ton
Svovl	9,6 kg/ton	119,2 ton
Hydrogenperoxid	0,6 kg/ton	7,7 ton

På Billerud har man opgjort vandforbruget til 68 m³/ton karton, svarende til 844.220 m³ ved fremstilling af 500 mio. emballager. Det fremgår ikke af opgørelsen, hvordan vandforbruget fordeler sig på de forskellige processer.

Energi

Energiindholdet i karton er opgivet til 27,6 GJ/ton karton baseret på et råvareforbrug på 1781 kg tørt træ/ton karton. Bruttoenergiforbruget til fremstillingen af karton (undtaget transport af træ, råvarer og fremstilling af råvarer) er opgjort til 16,5 GJ/ton karton (netto 8,8 GJ/ton karton). Energiekvivalensværdien for triplex-karton kan således opgøres til 44,1 GJ/ton karton.

Der er ikke nærmere redegjort for fremstilling af polyethylen. Det er oplyst, at det er baseret på råolie. Energiforbruget til fremstilling af en mængde svarende til 500 mio kartoner kan beregnes til 113.850 GJ.

Energiforbruget til produktionen af råvarerne kan opgøres som følger:

Produktion
af karton: 12.415 ton x 44 GJ = 546.260 GJ
Produktion
af LDPE: 1.650 ton x 69 GJ = 113.850 GJ

Energiforbruget ved transport af karton til emballageproduktionen i Lund samt transport af polyethylen udgør 2.554 GJ for 500 mio. kartoner. Kartonen transporteres 550 km.

Emissioner

Emissionerne fra råvareproduktionen er anført i tabel 2.18.

Tabel 2.18

Vand og luftbårne emissioner fra kartonfremstilling (Sundström, nov. 1990).

	1 ton karton	500 mio emballager
BOD ₇	13 kg	161 ton
COD	47 kg	584 ton
Suspenderet stof	2,2 kg	27,3 ton
AOX	0,7 kg	8,7 ton
Støv	1,0 kg	12,4 ton
Svovldioxid	1,3 kg	16,1 ton
Hydrogensulfid	0,027 kg	0,34 ton
NO _x (ber. som NO ₂)	0,84 kg	10,4 ton
Chlor	0,03 kg	0,37 ton

Mængden og arten af fast affald fremgår ikke klart af rapporten. Affald fra afbarkning, ubleget papir og fremstilling er opgjort til 7,7 kg pr ton.

Emballageproduktion

Fremstilling af emballager omfatter coatning med polyethylen og trykning.

Råvarer

Mængden af trykfarve er opgjort til 0,25 gram pr. karton svarende til 125 ton for 500 mio. kartoner. Trykfarven består af 40% pigmenter og 60% opløsningsmiddel (ethanol). Indholdet af bindemidler og blødgørere fremgår ikke.

Til coatning anvendes 1.650 ton polyethylen.

Energi

Energiforbruget til trykning og coatning (opvarmning og køling) er opgjort til 15,682 GJ for 500 mio. kartoner.

Energiforbruget ved transport til mejeri er opgjort til 3.690 GJ. Transportafstanden er 300 km.

Emissioner

Der er ikke opgjort emissioner for emballageproduktion.

Anvendelse

Ved anvendelse er energiforbruget ved tapning, håndtering og opbevaring på mejeri opgjort. Der er anført et energiforbrug svarende til 14.000 GJ for 500 mio. kartoner, antagelig incl. mælk. Det er ikke anført om dette gælder danske forhold.

Energiforbruget til distribution er opgjort til 269.109 GJ for 500 mio. emballager. Det antages, at dette omfatter distribution af mælk og emballage; distributionssystemet er ikke beskrevet.

Køling i detailledet er opgjort til 41.580 GJ for 500 mio. emballager. Det antages at omfatte mælk incl. emballage. Det fremgår ikke, hvilket tidsrum og ved hvilken temperatur opbevaringen i butikken sker.

Genanvendelse

Muligheder for genanvendelse er ikke beskrevet i Sundströms rapport.

Affald

Det fremgår ikke klart af rapporten, hvor stor en del af affaldet der deponeres, og hvor stor en del der forbrændes. I rapportens indledende afsnit er anført 40% deponering og 60% forbrænding.

De anvendte brændværdier for papir og polyethylen er på henholdsvis 15,7 GJ/ton og 44,5 GJ/ton.

De samlede affaldsmængder, der deponeres henholdsvis forbrændes, fremgår ikke klart af rapporten.

2.6.2 Supplerende data baseret på finsk papirproduktion

Supplerende data modtaget d. 20.11.90 gennem Schouw-Packings fra Enso-Gutzeit OY indeholder oplysninger om kartonproduktion.

Det anføres, at man til produktion af bleget papir ud fra løvtræ anvender chlordioxid i en mængde på 27 kg/ton. Oxygen er også anvendt som blegemiddel; mængden er dog ikke angivet.

Til blegning af nåletræ anvendes chlor, chlordioxid, oxygen og hydrogenperoxid. Den anvendte mængde chlordioxid og chlordioxid er angivet til henholdsvis 20 kg/ton og 23 kg/ton. Det er ikke angivet, hvormed oxygen og hydrogenperoxid der anvendes.

Fordelingen mellem løv- og nåletræsmasse i triplex-karton fremgår ikke, hvorfor det ikke er muligt at beregne forbruget af blegemidler til den aktuelle kartonkvalitet.

Indholdet af chlor i birkemasse er 500 ppm og i nåletræsmasse 300 ppm. Chlorindholdet i drikkevareemballager er ca. 500 ppm. Tilvæksten kommer fra vand og additiver anvendt i emballageproduktionen. Ekstraherbart organisk bundet chlor (EOX) er almindeligvis 10% af det totale chlorindhold.

Det er anført, at mængden af AOX er 2 kg/ton pulp.

Endvidere anføres det, at man i udstrakt grad forsøger genvinding af kemikalier. Kogekemikalierne fra kogeprocessen recirkuleres 95 - 97%, mens natriumsulfat og svovl, der er biprodukter fra chlordioxid preperationen genanvendes i kogeprocessen efter regenerering.

Blegekemikalierne ender i et renseanlæg. Det fremgår ikke, hvordan det fremkomne slam behandles.

Det bemærkes, at dioxinindholdet i spildevandet ikke er analyseret på nuværende tidspunkt.

2.7 Sammenstilling

Hovedtallene for råvarer, energi og emissioner er i det følgende sammenstillet for de enkelte trin i vurderingen.

Alle angivelser er baseret på en årlig distribution af 500 mio. liter mælk på 1-liters emballager.

2.7.1 Råvareproduktion

Råvarer

Det årlige forbrug af råvarer til produktion af pap er følgende:

Træ : 25 - 27.000 ton
Vand : 0,84 - 1,29 mio. m³

De supplerende data fra Billerud viser et vandforbrug på 0,84 mio. m³, der svarer til en reduktion i vandforbruget på ca. 35 % i forhold til forbruget i Korsnäs. Det kan ikke vurderes om dette er i dag er gældende for samtlige papirfabrikker eller om det er en konsekvens af en mindre andel bleget masse.

Forbruget af råvarer til blegning udgøres af hypochlorit og chlordioxid ca. 700 ton og chlor ca. 600 ton.

De supplerende data fra Billerud viser en betydelig reduktion i chloranvendelsen. Man anvender 129 ton chlor og 73 ton natriumperchlorat. Denne nedgang må dels skyldes en optimering af chlorudnyttelsen, dels at kun 28% af papirmassen bleges.

Data fra Enzo-Gutzeit viser ligeledes et reduceret chlorforbrug i forhold til Korsnäs. Ved blegning af løvtræ anvendes 338 ton chlordioxid, mens der ved blegning af nåletræ anvendes 250 ton chlordioxid og 288 ton chlor.

Forbruget af blegemidler er opsummeret i tabel 2.19.

Tabel 2.19 Forbrug af blegemidler (ton) ved produktion af 12.500 ton karton.

	Korsnäs	Billerud + import	Enzo-Gutzeit	
			løvtræ	nåletræ
Cl ₂	588	129	-	288
NaClO	350	73	-	-
ClO ₂	375	-	338	250
O ₂	-	16	+	+
H ₂ O ₂	-	-	-	+

Det vides ikke, om de supplerende data er repræsentative for alle kartonproducenter; et forsigtigt skøn er dog, at anvendelsen af chlorholdige blegemidler er reduceret med ca. 50% til et niveau på 200 - 550 ton afhængig af de anvendte chlorforbindelser og procesanlæg.

Derudover anvendes kemikalier som natriumsulfat, natriumhydroxid og calciumoxid, - se tabel 2.1.

Til pulpning anvendes 100 - 200 ton natriumhydroxid og 60 - 120 ton calciumoxid. Til blegning anvendes 500 - 600 ton natriumhydroxid.

De supplerende data fra Billerud, der omfatter karton fremstillet af bleget og ubleget papir viser et forbrug af natriumhydroxid og calciumoxid i samme størrelsesorden.

Til produktion af polyethylen anvendes:

- vand 30.000 m³
- naturgas 1.869 ton
- tilsætningsstoffer 61 ton

Energi

Det årlige forbrug af energi til produktion af polyethylenlamineret pap er følgende:

Produktion af karton	512.500 GJ
Produktion af polyethylen	129.500 GJ
Transport	13.851 GJ
Ialt	655.851 GJ

De supplerende data fra Billerud viser et lidt højere energiforbrug.

Produktion af karton	546.260 GJ
Produktion af polyethylen	113.850 GJ
Transport	2.554 GJ
Ialt	662.664 GJ

Energiindholdet i selve træmassen er vurderet lidt lavere (27,6 GJ/ton mod 32 GJ/ton). Til forarbejdningen af træmassen er energiforbruget højere, idet der anvendes 16,5 GJ/ton (netto: 8,8 GJ/ton) mod 8,5 GJ/ton.

Ved at basere beregning af energiforbruget ved produktion af karton på 12.500 ton og et energiindhold på 32 GJ/ton og et energiforbrug på 9 GJ/ton fås et samlet energiforbrug på 512.500 GJ.

Energiforbrug til produktion af polyethylen ændres ikke da produktionsforholdene i de supplerende data ikke er beskrevet.

Energiforbrug ved transport ændres ikke, da data fra den specifikke situation ikke kan vurderes i forhold til øvrige produktionssteder. Transportafstandene vil i flere tilfælde være væsentligt større.

Emissioner

De emissioner, der er opgjort for produktionen afhænger meget af det enkelte anlæg, og de er meget varierende.

Der emitteres en del støv og svovldioxid, der stammer fra egen energiproduktion. I afsnit 2.1 er anført støvemissioner på 20 - 30 ton - de supplerende data viser 12 ton. Emissionen af svovldioxid er i afsnit 2.1 på 30 - 80 ton - de supplerende data viser 16 ton.

Udledt organisk materiale med spildevandet er pr. ton fremstillet karton varierende fra anlæg til anlæg.

Produktion af 500 mio. kartoner giver anledning til en udledning af organisk materiale, målt som kemisk oxygen-forbrug (COD), på 187 - 537 ton. I de supplerende data fra Billerud angives COD til 584 ton.

Udledningen af organisk materiale, målt som biokemisk oxygen-forbrug (BOD), varierer fra 23,7 ton til 100 ton. Det skal bemærkes, at de nyeste data ikke viser en nedgang i udledningen af organisk materiale. I de supplerende data fra Billerud er BOD angivet til 161 ton, og fra Naturvårdsverket anføres værdier på 187 - 250 ton.

Forholdet mellem BOD og COD er 0,25 eller mindre og viser at det organiske materiale i spildevandet er svært nedbrydeligt.

For udledningen af chlorerede forbindelser (AOX) viser de anvendte data en faldende tendens. Udledningen ligger på et niveau fra 25 ton til 56 ton. De nyeste data viser en udledning af AOX på 25 ton.

Der er fundet dioxiner i papirprodukter og i spildevandet, men mængder kan ikke opgøres.

Fra transporten mellem råvareproducent og emballageproducent emitteres 1,25 ton svovldioxid, 7,15 ton nitrogenoxider og 1.025 ton carbondioxid.

2.7.2 Emballageproduktion

Råvarer

Forbruget af råvarer er opgjort til:

12.500 ton karton
1.750 ton polyethylen (LDPE)
38 ton flexo-farve

Mængden af anvendt papir og polyethylen er stort set overensstemmende med data fra Sundströms nyeste undersøgelse.

Sundström anfører et trykfarveforbrug på 125 ton.

Energi

Energiforbruget til fremstillingen er opgjort til 21.000 GJ/år. Disse tal er baseret på generelle betragtninger; Sundström's opgørelse formodes at være baseret på den aktuelle produktion og 15.700 GJ/år anvendes derfor i de videre vurderinger.

Herudover forbruges 1.539 GJ til transport til mejeri. Energiforbruget i Sundström's rapport er noget større, men der er også forudsat en længere transportafstand. Energiforbrug ved transport ændres ikke, da data fra den specifikke situation ikke kan vurderes i forhold til øvrige produktionssteder.

Emissioner

Emissionerne fra fremstillingen kan ikke opgøres, men skønnes at være meget begrænsede.

Emission fra transporten er opgjort til 139 kg svovldioxid, 794 kg nitrogenoxider og 114 ton carbondioxid.

2.7.3 Anvendelse

Energi

Ved anvendelsen, påfyldning af kartoner, distribution samt transport ved bortskaffelse er der kun medregnet energi til transport, og den udgør 351.962 GJ; heraf udgør transporten af emballagen alene 9.962 GJ.

Sundström's opgørelse ved distribution viser et energiforbrug på 269.109 GJ. Det antages, at dette omfatter distribution af mælk og emballage, men distributionssystemet er ikke kendt. Disse tal kan derfor ikke anvendes i de videre vurderinger.

Emissioner

Emissionen fra transporten er opgjort til 897 kg svovldioxid, 5,14 ton nitrogenoxider og 737 ton carbondioxid.

2.7.4 Genanvendelse

Genanvendelse af brugte mælkekartoner vurderes ikke at være et realistisk alternativ til den almindelige affaldsbortskaffelse.

2.7.5 Affald

Energi

Ved affaldsbortskaffelse afbrændes 70% af de brugte mælkekartoner i forbrændingsanlæg svarende til 9.975 ton. Energiudviklingen ved dette

er 166.425 GJ. Det antages, at 60% kan udnyttes svarende til ca. 100.000 GJ.

Det står ikke klart, hvilke forudsætninger Sundström anvender med hensyn til fordeling mellem de mængder der deponeres og forbrændes og om udnyttelsesgrader og brændværdier. De anførte beregninger kan derfor ikke vurderes.

Karton anvendt til mælkekartoner udgør 1 - 2% af den brandbare fraktion, og det vil derfor være muligt uden videre at erstatte denne brændværdi med andet brandbart affald, der idag deponeres.

Emissioner

Det vurderes, at der ikke er store miljøproblemer ved afbrænding af papkartoner til mælkeemballage.

Det antages, at de resterende 30% af affaldet deponeres. Ved dette vil der ikke være miljøeffekter af betydning.

2.8 Referencer

Arbejdstilsynet (1988). Grænseværdier for stoffer og materialer. At-anvisning nr. 3.1.0.2. Arbejdstilsynet, København.

Axegård P, Renberg L (1989). The influence of bleaching chemicals and lignin content on the formation of polychlorinated dioxins and dibenzofuranes. Chemosphere 19(1-6):661-668.

Bergquist P-A, Bergek S, Hallbäck H, Rappe C, Slorach SA (1989). Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. Chemosphere 19(1-6):513-516.

BUS (1984). Oekobilanzen von packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 24. Bundesamt für Umweltschutz, Bern, Schweiz.

Christiansen K, Grove A, Hansen LE, Hoffmann L, Jensen AA, Pommer K, Schmidt A (1990). Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternativer. Miljøprojekt Nr. 131. Miljøstyrelsen, København.

Christiansen K, Hoffmann L (1990). Notat om chlor og tungmetaller i affald. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 5. Miljøstyrelsen, København.

Cowiconsult, Carl Bro, Teknologisk Institut

(1989). Forbrug af chlor og chlorholdige forbindelser i Danmark. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 17. Miljøstyrelsen, København.

Elmlund A, Hansen T, Mikkelsen T (1985). Affaldsfri affaldsbehandling. gendan a/s, København.

Fogh A, Jensen K (1986). Klorforgiftning. Ugeskrift for Læger 148: 3233.

Jensen B, Schmidt A, Wolkoff P (1989). Plastbase - En database over luftforureninger i plastindustrien og deres sundhedsmæssige virkninger. Arbejdsmiljøfondet, København.

Landner L (1989). Miljöproblem vid cellulose- och pappersproduktion i Sverige. Foredrag ved DIF: Fremtidens cellulose- & papirproduktion i Danmark, økonomi, miljø og ressourcer. 11. maj 1989.

Lehtinen K-H, Notni M, Mattsson J, Landner L (1988). Disappearance of bladder-wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in the Baltic Sea: Relation to pulp-mill chlorate. *Ambio* 17(6):387-393.

Lundholm MP, Sundström G (1986). Resource and environmental impact of two packaging systemt for milk, Tetra Brik cartons and refillable glass bottles. Udarbejdet for AB Tetra Pak af G. Sundström AB, Malmö.

MRI (Midwest Research Institute) (1977). Resource and environmental profile analysis of Merlon polycarbonate refillable milk container systems including specific comparisons with selected competitive container systems. Final Report. MRI Project No. 4382-D.

Nordén S, Solyom P (1988). Blekning av oblekt massa, oxygenblekt massa och Prenox-massa - karakterisering av massa och avloppsvatten. IVL. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm, Sverige.

Nordisk expertgruppen för gränsevärdesdokumentation (1980). Klor, klordioxid. Arbete och Hälsa 1980:6.

Ottosen LM (1987). Substitution af PVC-plast med andre materialer. Miljøprojekt Nr. 87. Miljøstyrelsen, København.

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology (1981). Edited by Clayton GD, Clayton FE. John Wiley and Sons, New York.

Plehn W (1988). Vergleich der Umweltauswirkungen von Polyethylen- und Papiertragetaschen. Texte 5/88, Umweltbundesamt, Berlin.

Rappe C, Kjeller L-O, Jonsson P, Jonsson B, Håkanson L (1987). Klorerade dibenzodioxiner och dibenzofuraner samt ekstraherbart organisk bundet klor. Studier af havsediment utan för en skogsindustri. Cit. fra Södergren (1989).

Rappe C, Lindström G, Glas B, Lundström K, Borgström S (1989). Levels of PCDDs and PCDFs in milk cartons and in commercial milk. Chemosphere 20(10-12):1649-1656.

Setälä J, Myrreen B, Gundersby P, Tamsons M (1989). Reduktion av utsläpp av klororganisk substans från nordisk cellulosaindustri. Nordiska Ministerrådet.

Sundström G (1987). Miljøets belastning som følge af drikkevareemballage. North European Food and Dairy Journal nr. 7.

Sundström G (nov. 1990). Miljöprofil Tetra Rex Danmark. Udkast, fortrolig. Udarbejdet for AB Tetra Pak af G. Sundström AB, Malmö.

Svensson T, Solyom P (1989). Klorblekt massa och pappersprodukter. Kemikalieinspektionen, Solna, Sverige.

Södergren A (ed.) (1989). Biological effects of bleached pulp mill effluents. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3558.

Virkola N-E, Honkanen K (1985). Wastewater characteristics. Wat. Sci. Tech. 17 Tampere, pp. 1-28.

Personlig kommunikation

Andersen P, Miljøstyrelsen, kommentar 12. nov. 1990.

Andersen T, Dansk Teknologisk Institut, Miljøteknik, november 1990.

Bear B, Tetra Pak, juli 1990.

Jonsson PO, Miljøstyrelsen, september 1990.

Koldsø V, Sadolin Trykfarver, august 1990.

Lange M, Dansk Teknologisk Institut, Energiteknik, april 1990.

Lindahl E, Schouw-Packing, august, oktober 1990.

Sandberg E, Tetra Pak, Lund, august 1990.

Sundström G, G Sundström AB, Helsingborg, august 1990.

Swan G, Billerud, august 1990.

3. Polycarbonatflasker

I dette afsnit beskrives en returflaske af polycarbonat som emballage til mælk i de 5 trin

- råvareproduktion,
- emballageproduktion,
- anvendelse,
- genanvendelse og
- affald.

Sidst i afsnittet er vist en sammenstilling, hvor de væsentligste data vedrørende forbrug af råvarer og energi samt emissioner er vist.

Hele beskrivelsen og de indsamlede data er baseret på et årligt forbrug i Danmark på 500 mio. liter mælk.

Forudsætninger

Råvareproduktion

Råvareproduktionen omfatter fremstilling af polycarbonat-granulat.

Denne vurdering omfatter ikke olieudvinding, men tager udgangspunkt i råolie som råmateriale for produktionen. Fremstilling af de kemikalier, der anvendes som hjælpestoffer, er ikke medtaget i vurderingen.

Energiforbruget er gjort op som summen af den energi plastmaterialet indeholder og den energimængde, der tilføres under forarbejdningen.

Polyethylen anvendes til kapsler. Fremstilling af denne plasttype er kort beskrevet. Den energimængde, polyethylenen indeholder samt den energimængde, der medgår til fremstilling af polyethylen, er medtaget i den samlede energiopgørelse.

Energiforbrug og emissioner ved transport af plast fra råvareproduktionssted til det sted, hvor emballagefremstillingen sker, er medtaget.

Emissionerne fra råvareproduktion (af polycarbonat og polyethylen) er vurderet ud fra tilgængelig litteratur.

Emballageproduktion

Emballageproduktion omfatter fremstilling af flasker og kapsler.

Det har ikke været muligt at skaffe data til en egentlig vurdering af etiketter.

Den energi, der anvendes til emballageproduktionen er opgjort; derimod er fremstilling af den nødvendige energi ikke medtaget.

Energiforbrug og emissioner ved transport af emballage fra produktion til mejeri er medtaget.

Anvendelse

Anvendelse omfatter rensning af flasker, påfyldning af mælk samt distribution af mælk og returnering af tom emballage.

I denne vurdering er påfyldning af mælk og håndtering på mejeri ikke medtaget, da disse forhold forudsættes at være ens for emballage af karton og polycarbonat.

Genanvendelse

Genanvendelse er vurderet ud fra tilgængelig litteratur om regenerering af polycarbonat og polyethylen.

Affald

Affald i form af kasserede flasker og kapsler hos forbrugeren behandles som husholdningsaffald. Dette forbrændes eller deponeres.

Transport

Transport fra produktionssted for råvarer til forarbejdning af emballage og videre til mejeri er vurderet på basis af antagelser om transportafstande. For transport fra mejeri til butik er transportafstanden opgjort.

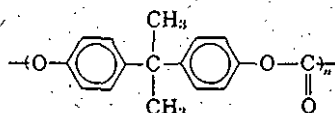
Til beregning af nødvendigt energiforbrug er anvendt gennemsnitsværdier for en middelstor bil, da detaljerede oplysninger ikke har kunnet fremskaffes. For store transporter uden stop er energiforbruget sat til 50 % af det gennemsnitlige energiforbrug.

Der er ikke taget hensyn til et eventuelt merforbrug af energi for en kølebil i forhold til det gennemsnitlige energiforbrug.

3.1. Råvareproduktion

3.1.1 Processer

Det meste polycarbonat, der fremstilles kommercielt, er udledt af 2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propan (bisphenol A). Polymeren har formlen:

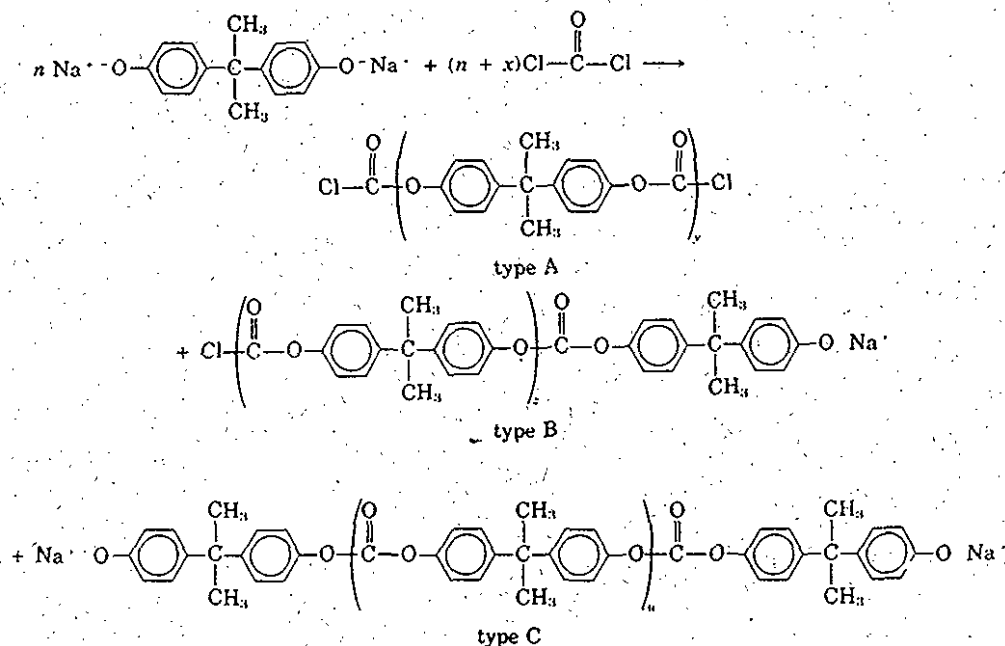


De kommercielle polymeriseringsprocesser er som oftest fortrolige, og patentlitteraturen er mere fokuseret på koncepter end operationelle anvisninger.

To forskellige principper for fremstilling af polycarbonat er beskrevet. I den ene reagerer fosgen direkte med bisphenol A og danner en opløst polymer. I den anden proces sker der en transesterifikation, idet fosgen først reagerer med phenol og danner diphenylcarbonat, som så reagerer med bisphenol A og danner phenol og en smeltet polymer uden opløsningsmidler.

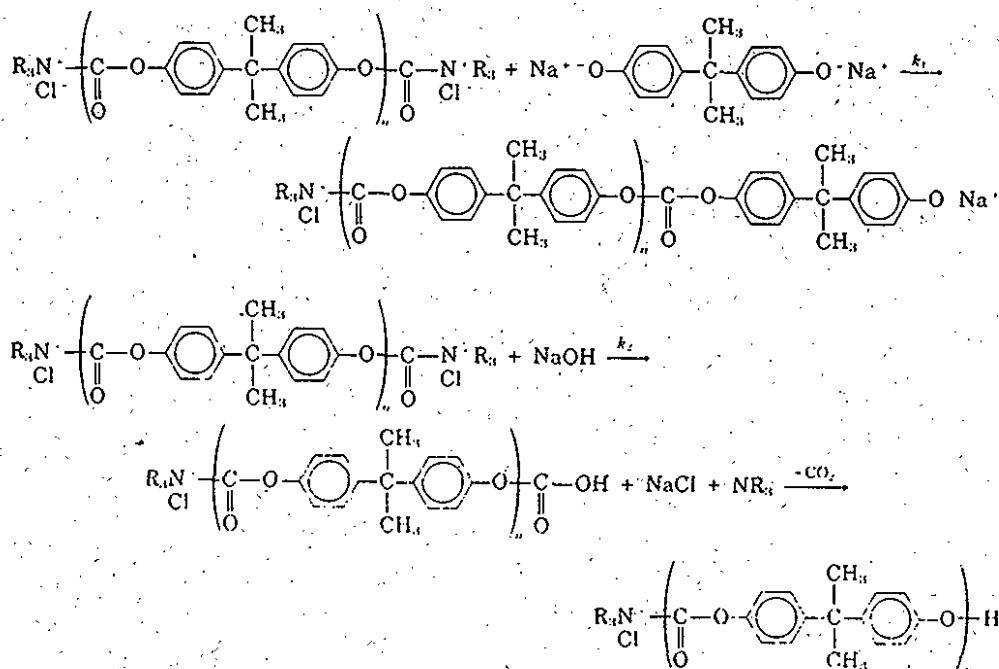
Det førstnævnte princip er det mest anvendte, og den aktuelle fremstillingsmetode (interfacial polymerisering) er beskrevet i Encyclopedia of Polymer Science and Technology:

I det første trin af processen sker der en behandling af natriumsaltet af bisphenol A med fosgen i en vandig basisk opløsning eller suspension under tilstedeværelse af et inert organisk opløsningsmiddel, for eksempel methylenchlorid, chlorbenzen, 1,2 dichlorethan eller chloroform. Opløsningsmidlet tjener i første omgang som opløsningsmiddel for den fosgen, som indgår i processen, men i løbet af reaktionen udnyttes opløsningsmidlet også som medium for de dannede arylchlorocarbonater og oligocarbonater. Den kemiske reaktion for første trin af polymeriseringsprocessen kan opstilles således:



Disse reaktionssekvenser er specifikke for compoundtypen, både indenfor de enkelte faser og på grænsen mellem faserne. Phosgen ($\approx 20\%$ overskud), der er opløst i den organiske fase, reagerer med dinatriumsaltet af bisphenol A i den basiske vandopløsningsfase og danner mono- og dichlorformat. Denne reaktion sker på grænsen mellem faserne. Reaktionen er meget hurtig, og tabet af phosgen på grund af hydrolyse er lille. Derefter følger en kondensation af bisphenol A mono- og dichlorformat ved en reaktion, der er langsommere end stoffernes dannelse. Reaktion af chlorformat med endestillede phenolatgrupper producerer reaktive oligomere af typen A, B og C.

I det andet trin kondenseres oligocarbonaterne til polycarbonater over en katalysator (som regel en tertiær amin), der kan tilsættes før eller phosgeneringen. Med en amin som katalysator minder reaktionen om en hydrolytisk polykondensation. For at opnå polycarbonater med en høj molekylvægt skal forholdet mellem chlorformat og endestillede phenolatgrupper være større end 1 på grund af virkemåden af de tertiære aminer, specielt triethylamin. Phenolat og OH-ioner konkurrerer som nucleophile og den følgende reaktion finder sted:



Polymeriseringsgraden afhænger af en effektiv blanding af emulsionen og det basiske indhold i vandfasen. En konstant pH-værdi på 12 er ønskelig, men pH 8 - 10 har også været anbefalet. Procestemperaturen ligger mellem 10 - 39°C. Ved tilsætning af kæde-terminatorer kan den ønskede molekylvægt mellem 10.000 og 200.000 opnås.

Efter polymeriseringsprocessen er afsluttet, separeres den organiske fase fra vandfasen, som indeholder alkali eller uorganiske salte i overskud. Den organiske fase vaskes med vand (og eventuelt syre) indtil neutral pH-værdi er opnået, og der ikke er elektrolytter tilbage. Oparbejdning af polycarbonat-opløsningen sker som regel ved spray-tørring.

Farvestoffer

Det har ikke kunnet oplyses, hvornår eller hvordan farvningen af plasten sker. Der har heller ikke kunnet fremskaffes oplysninger om toksikologiske effekter af de to farvestoffer (Solvent Yellow 93 og Solvent Orange 60), der

anvendes til polycarbonatflasken. Ligeledes er der heller ikke fundet oplysninger om eventuel migration til mælken.

3.1.2 Råvarer, hjælpestoffer og mellemprodukter

Et flow-skema for produktion af polycarbonat er præsenteret i fig. 1. Der gøres opmærksom på, at der kan være forskel på de processer, der anvendes i forbindelse med fremstilling af den aktuelle kvalitet. Blandt andet anvendes der ikke carbondioxid, men carbonmonoxid, ved reaktionen mellem bisphenol A og phosgen. Chloralkali produktionen er i det viste flow-skema baseret på salt, udvundet ved minedrift. Der er ikke fundet oplysninger om den aktuelle proces.

Phenol og Acetone

Både phenol og acetone fremstilles ved en peroxidation af cumen som led i den integrerede fremstillingsproces for polycarbonat.

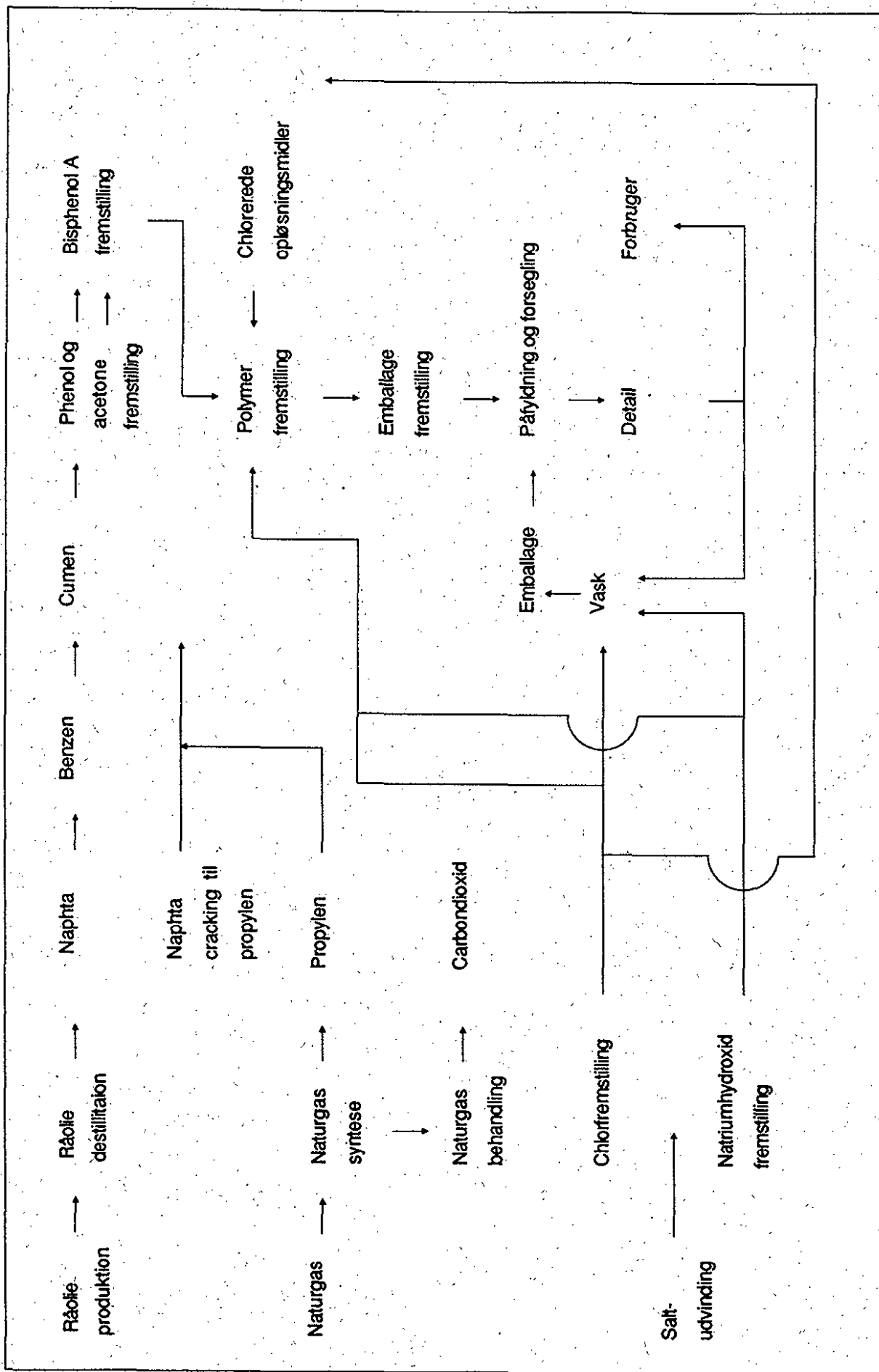
I processen ledes cumen ind i et oxidationskammer, hvor cumen kommer i kontakt med luft. Temperaturen i kammeret skal være 110 - 115 °C og pH være 6 - 8. Cumenhydroperoxid, som er resultatet af denne proces, spaltes i phenol og acetone i et surt miljø.

Phenol, acetone, acetophenon og α -methylstyren, som alle fremkommer ved denne spaltning, separeres ved en destillationsproces (MRI, 1977, Patty, 1981).

Bisphenol A

Bisphenol A fremstilles ved en reaktion mellem phenol og acetone under tilstedeværelse af en sur katalysator.

Væsken fra reaktoren ledes til en fordamper, hvor overskydende vand, acetone og phenol fjernes. Den krystallinske bisphenol A renses yderligere gennem en smeltningproces og laves til flager, før stoffet anvendes kommercielt.



Figur 1 - Flow diagram over produktion og levering af mælk i genbrugsflasker af Polycarbonat

Til fremstilling af 1000 kg bisphenol A anvendes 880 kg phenol og 290 kg acetone (MRI, 1977).

Phosgen

Phosgen fremstilles kommercielt ved en katalytisk chlorering af carbonmonoxid.

Phosgen er en farveløs gas med et kogepunkt på 8,3°C og et smeltepunkt på - 104°C. Phosgen er meget opløseligt i benzen og toluen og nedbrydes i vand og alkohol (Patty, 1981).

Methylenchlorid

Methylenchlorid (dichlormethan, CH_2Cl_2) er en farveløs væske med et kogepunkt på 40,1°C og et smeltepunkt på - 96,7°C. Opløseligheden er 20 g/l vand ved 20°C; methylenchlorid er endvidere opløsligt i ethanol, ethylether og acetone. Methylenchlorid anvendes som blæsemiddel i skumplast og som opløsningsmiddel i mange forbindelser, blandt andet i ekstraktionsprocesser, hvor stoffets flygtighed er ønskelig (Patty, 1981).

Natriumhydroxid

Natriumhydroxid fremstilles primært ud fra elektrolyse af natriumchlorid, hvorved der også dannes chlor. Elektrolyse foretages på to forskellige måder, enten i kviksølv-katode celler eller i asbest-diaphragma celler. Ved den første metode, der sørger for ca. 25% af den elektrolytiske chlor, er der risiko for udslip af kviksølv. Midwest Research Institute angiver, at der ved processen bruges 0,183 kg kviksølv per 1000 kg produceret chlor. Ved den anden metode, der svarer for ca. 75% af chlorproduktionen, er der risiko for medrivning af asbest i signifikante mængder (MRI, 1977, Patty, 1981).

En kortfattet sundhedsmæssig vurdering af phenol, acetone, bisphenol A, phosgen og natriumhydroxid er anført i bilag 4.

Polyethylen

Til fremstilling af kapsler anvendes polyethylen (low density, LDPE). Der anvendes 2,6 g polyethylen pr. kapsel, hvilket ved en årlig

produktion til 500 mio. mælkeflasker giver et samlet forbrug på 1300 ton. Fremstillingsprocessen for polyethylen er beskrevet i Christiansen et al., 1990. Udgangsstoffet for polyethylenproduktionen er ethylen.

Ethylen er en farveløs, brandbar gas, som fremstilles teknisk ved termisk sønderdeling (cracking) af destillater (naphtha) fra råolieraffineringen (Patty, 1981). Ethylen kan desuden fremstilles udfra naturgas. Ethylen er et vigtigt industrielt råstof til fremstilling af utallige kemiske forbindelser, bl.a. polyethylen og ethylenoxid. Verdensproduktionen af ethylen er omkring 15 mio. ton/år.

Etiketter

Etiketter vil blive fremstillet i en størrelse på 63 x 83 mm. Til hver flaske anvendes 2 stk etiketter.

Bording Grafik-Bireka, som samarbejder med Holmia, oplyser (Lars Lund pers. komm.), at der pr. sæt etiketter anvendes

- 0,7 gram papir
- 0,5 gram farve
- 0,8 gram slip-pasta (peel-off voks)

Papiret antages at være bleget papir. I det følgende anvendes data for papiret som anført i afsnit 2 om kartonfremstilling.

Farvestofferne er alkydbaserede farver indeholdende ikke flygtige mineralolier og tørrende olier. Det er oplyst fra Bording Grafik-Bireka, at trykfarven ikke indeholder tungmetaller.

Slippastaen gør at etiketten kan fjernes i et stykke. Leverandøren har overfor Bording Grafik-Bireka oplyst at pastaen består af hårde animalske og vegetabiliske vokser dispergeret i trykfarve-fernis. Det anføres, at pastaen opfylder kravene til "Klausul-B-trykfarver til fødevareemballage". Leverandøren oplyser endvidere, at produktet ikke er mærkningspligtigt efter miljøministeriets regler om mærkning af kemiske stoffer og produkter.

Det har ikke været muligt inden for projektets rammer at fremskaffe mere detaljerede oplysninger om etiketter og trykfarver hertil.

Til fremstilling af 500 mio. sæt etiketter anvendes ialt

350 ton papir
250 ton trykfarve
400 ton slip-pasta

Papirforbruget udgør 2,8% af den mængde papir, der anvendes ved fremstilling af 500 mio. pap-kartoner.

Der er ikke i dette projekt opgjort, hvilke typer og mængder af råvarer, der anvendes til fremstilling af trykfarve og slip-pasta. Disse data kendes ikke af leverandørerne og det har ikke været muligt at fremskaffe sådanne data inden for projektets rammer.

Opgørelse af råvaremængder

Råvareforbruget kan kun opgøres teoretisk ud fra de anførte kemiske reaktioner, da der ikke har kunnet fremskaffes detaljerede oplysninger om processen.

Til fremstilling af 1 ton polycarbonat kan råvareforbruget delvist bestemmes ud fra den direkte reaktion mellem bisphenol A og phosgen. De anførte mængder er de størrelser, der kan beregnes ud fra de støkiometriske mængder - i praksis vil der anvendes overskud af nogle af stofferne, bl.a. phenol.

Til 1000 kg polycarbonat forbruges:

740 kg phenol
228 kg acetone
390 kg phosgen
315 kg natriumhydroxid

- methylenchlorid som opløsningsmiddel,
- katalysator, tertiær amin
- vand og syre

En ny hollandsk undersøgelse angiver følgende råvareforbrug ved fremstilling af 1000 kg polycarbonat:

745 kg phenol
245 kg acetone
898 kg NaCl
0,2 kg toluen
2 kg methylenchlorid

Disse tal bygger på en materialestrømsanalyse af en aktuel produktion og er derfor sandsynligvis mere nøjagtige end den støkiometriske beregning. Det har imidlertid ikke været muligt

at inddrage disse oplysninger i nye beregninger af det samlede råvareforbrug.

Fremstilling af polycarbonat sker i lukkede systemer, og ved en fjernelse af methylenchlorid og katalysator vil disse stoffer stadig findes i lukkede anlæg, beholdere, hvorfor en genvinding vil være mulig. Aktuelt vil der dog være en emission med spildevandet på 2 kg/ton produceret polycarbonat.

Ved fremstillingen dannes 213 kg vand og 460 kg natriumchlorid, der vil forekomme som salt af den anvendte syre.

Til produktion af 1 års forbrug af polycarbonat til emballagefremstilling kan det teoretiske forbrug af phenol, acetone, phosgen og natriumhydroxid opgøres.

Tabel 3.1 Forbruget af vigtige råvarer til fremstilling af 1 års forbrug af polycarbonat til mælkeemballage.

	30 trip	100 trip	200 trip
Produceret mængde polycarbonat pr. år, ton	1.516	700	525
Phenol, ton	1.122	518	389
Acetone, ton	346	160	120
Phosgen, ton	591	273	205
Natriumhydroxid, ton	478	221	165
vand m ³	54.100	25.000	18.700

Tabel 3.2 Råvareforbrug til produktion af polyethylen.

	1 ton	1300 ton
Vand (m ³)	17	22.100
Naturgas (ton)	1,068	1.388
Tilsætningsstoffer (ton)	0,035	45,5

Dertil kommer råvarer til fremstilling af 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta.

3.1.3 Energi

Energiforbruget (energiækvivalentværdien) ved fremstilling af polycarbonat angives af Kindler og Nikles (1980) til at være 107 MJ/kg. Samme forfattere angiver forbrændingsenthalpien (nederste varmeværdi) af polycarbonat til at være 29,4 MJ/kg.

Baggrunden og beregningsmetoden for energiforbruget skal kort gennemgås:

Definition af energiækvivalensværdier

Som energiækvivalentværdi defineres hele det energi- og råstofforbrug, der anvendes til fremstilling af et produkt, f.eks. et råstof eller halvfabrikata, eller som anvendes til fremskaffelse af energi.

Ved beregningen vurderes energiforbruget i hele produktions- og transportkæden. Energi, der anvendes ved fremstilling af produktionsapparat, er ikke indbefattet.

Råstoffer

Energiækvivalensværdien for alle i naturen forekommende råstoffer er fastlagt på baggrund af deres forbrændingsenthalpi (nederste brændværdi). Til denne værdi lægges energiforbruget for transport fra "lager" (aflejringssted) til forarbejdningssted.

Valg af forarbejdningsmetode

Ved vurdering af forskellige forarbejdningsmetoder er der valgt en økonomisk optimal proces, såfremt denne er anvendt i stor skala til netop denne produktion. De valgte produktionsmetoder er ikke nødvendigvis de energimæssigt mest gunstige, men valget skulle sikre, at de fremkomne tal også vil være anvendelige i en overskuelig fremtid. Der gøres i denne forbindelse opmærksom på, at artiklen (Kindler og Nikles) er skrevet i 1980.

Vurdering af biprodukter

Ved vurdering af biprodukter er disses øvrige anvendelse lagt til grund. Almindeligvis er der kun taget hensyn til energitekniske, og ikke økonomiske synspunkter.

Hvis biprodukterne kun kan anvendes som varmekilde, er de godskrevet med deres energiækvivalentværdi. Hvor det ved en sammenkoblet produktion ikke er muligt at lave en uafhængig vurdering, er forbrændingsenthalpien beregnet, og energiforbruget ved dette produktionstrin beregnet i forhold til forbrændingsenthalpien i hele produktionen.

Hjælpemidler

Her tilgodeses samtlige nødvendige energi- og hjælpemidler, dvs. specielt damp, elektrisk strøm, nedkølingsvand, brændsel som kul, olie og gas, trykluft og kvælstof, men også katalysatorer, kemikalier og opløsningsmidler.

For alle hjælpeenergier indsættes til disposition de krævede primærenergimængder.

Det betyder at produkterne, også de termodynamisk betingede tab, indordner sig ved energivæksling.

Genbrug af produkter i forbindelse med energiforbrug

Der tages principielt ikke hensyn til genanvendelse af materialer efter brug af færdigkomponenter ved råstoffers energiækvivalentværdi.

Dog skal der ved beregning af energiforbruget til fremstilling af særlige brugsgenstande i enkelttilfælde tages hensyn til genanvendelse eller den nyttegivende forbrænding.

Hjælpeenergier

Ved dampproduktion har Kindler og Nikles forudsat en virkningsgrad på 87%.

Opgørelse af energiforbrug

I nedenstående tabel er vist den energimængde der totalt indgår til fremstilling af polycarbonat. Energiforbruget omfatter således energi-

forbruget til råolieproduktion og andre råstoffer, fremstilling af mellemprodukter og fremstilling af selve polycarbonaten. Opgørelsen indeholder den energi, der er bundet i råvarer og hjælpestoffer samt den anvendte procesenergi.

Den mængde polycarbonat, der er nødvendig for fremstilling af et års emballageforbrug er opgjort i bilag 1.

Tabel 3.3 Energiforbrug ved fremstilling af 1 års forbrug af polycarbonat til mælkeemballage.

	30 trip	100 trip	200 trip
Produceret mængde PC pr. år, ton	1.516	700	525
Energiforbrug ved PC-produktion, 107 MJ/kg, angivet i GJ	162.212	74.900	56.170
Energiforbrug ved PE-produktion, 74 MJ/kg, angivet i GJ	96.200	96.200	96.200
Energiforbrug ved papirproduktion, 41 MJ/kg, angivet i GJ	14.350	14.350	14.350
Energiforbrug ved transport, 900 km, angivet i GJ	3.709	2.916	2.746
Samlet energiforbrug, GJ	276.471	188.366	169.466

Energiforbruget til fremstilling af 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta er ikke anført i tabel 3.3, da det inden for projektets rammer ikke har været muligt at finde relevante data.

3.1.4 Emissioner

Der er foretaget en opgørelse af emissionerne (baseret på MRI, 1977) for fremstilling af polycarbonat og polyethylen. I opgørelsen er medtaget råolieproduktion, fremstilling af mellemprodukter og selve fremstillingen af polycarbonat.

Tabel 3.4 Affaldsemission ved fremstilling af polycarbonat. Kilde MRI.

	1 ton	30 trip	100 trip	200trip
PC-mængde (ton)	1	1.516	700	525
Procesaffald (ton)	0,086	130,4	60,2	45,2
Fast affald fra brændsel (ton)	0,037	56,1	25,9	19,4
Fast affald fra minedrift (ton)	0,110	167	77,0	57,8
Ialt (ton)	0,233	353	163	122

Tabel 3.5

Luftbårne emissioner fra produktion af polycarbonat. Kilde MRI, 1977.

	1 ton	30 trip	100 trip	200 trip
PC-mængde (ton)	1	1.516	700	525
Støv (kg)	9,1	13.800	6.370	4.780
NO _x (kg)	29,1	44.100	20.400	15.300
Hydrocarboner (kg)	47,7	72.300	33.400	25.000
SO _x (kg)	37,0	56.100	25.900	19.400
Carbonmonoxid (kg)	5,3	8.030	3.710	2.780
Aldehyder (kg)	0,0751	114	52,6	39,4
Andre organiske forbindelser (kg)	0,1523	231	107	80,0
Ammoniak (kg)	0,279	423	195	146
Kviksølv (kg)	0,0041	6,22	2,87	2,15
Chlor (kg)	3,54	5.370	2.480	1.860

Tabel 3.6 Vandbårne emissioner fra produktion af polycarbonat. Kilde MRI, 1977.

	1 ton	30 trip	100 trip	200 trip
PC-mængde (ton)	1	1.516	700	525
Opløst stof (kg)	18,2	27.600	12.700	9.560
BOD (kg)	1,0	1.516	700	525
Phenol (kg)	0,05	75,8	35,0	26,3
Sulfider (kg)	0,002	3,03	1,40	1,05
Olie (kg)	0,1	152	70,0	52,5
COD (kg)	0,17	258	119	89,3
Uopløselige stoffer (kg)	0,08	121	56,0	42,0
Syrer (kg)	1,9	2.880	1.330	998
Metalioner (kg)	0,47	713	329	247
Bly (kg)	0,0041	6,22	2,87	2,15
Andre kemi-kalier (kg)	0,002	3,03	1,40	1,05

Vandforbruget er opgjort til 35,71 m³ pr. ton polycarbonat, hvilket svarer til:

30 trip: 54.100 m³
 100 trip: 25.000 m³
 200 trip: 18.700 m³

Tabel 3.7 Luftbårne emissioner fra produktion af polyethylen. Kilde BUS, 1984.

	1 ton	1.300 ton
Støv (ton)	0,0045	5,85
Carbonmonoxid (ton)	0,010	13
Nitrogenoxider (ton)	0,034	44,2
Svovldioxid (ton)	0,013	16,9
Carbonhydrider (ton)	0,034	44,2
Aldehyder (kg)	0,029	37,7
Andre organiske forb. (kg)	0,012	15,6

Tabel 3.8 Vandbårne emissioner fra produktion af polyethylen. Kilde BUS, 1984.

	1 ton	1.300 ton
Uopløselige stoffer (ton)	0,0033	4,29
Syrer (ton)	0,00031	0,403
BOD ₅ (ton)	0,0023	2,99
Forsæbbar olie og fedt (ton)	0,0019	2,47
Opløste stoffer (ton)	0,005	6,5
Metalioner (kg)	0,092	119,6

Tabel 3.9 Fast affald fra produktion af polyethylen. Kilde BUS, 1984.

	1 ton	1.300 ton
Produktionsaffald (m ³)	0,05	65
Produktionsaffald (ton)	0,059	76,7
- Råmaterialeudvinding	0,036	46,8
- Produktionsproces	0,010	13
- Energiproduktion	0,013	16,9

Etiketter

Papirforbruget til fremstilling af etiketter udgør 2,8% af den mængde papir, der anvendes til fremstilling af 500 mio. papkartoner. Emissioner fra papirproduktion er anført i afsnit 2.1.

Det har ikke været muligt at opgøre emissionerne fra produktion af trykfarve og slip-pasta, da detaljer omkring produktionsprocesserne ikke er klarlagt i dette projekt.

Transport

Emissionen pr. energienhed ved transport kan bestemmes (personlig kommunikation, Mads Lange, Energiteknik).

I efterfølgende tabel er anført emissionen af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid ved dieseltransport (0,20% svovl) på vej. Disse tal er anvendt til at beregne emissionen for transport af polycarbonat og polyethylen fra råvarefremstilling til emballageproduktion. Der forudsættes en gennemsnitlig transportafstand på 900 km.

Tabel 3.10 Emission fra transport ved produktion af flasker.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
30 trip, 3.709 GJ	0,33 t	1,91 t	274 t
100 trip, 2.916 GJ	0,26 t	1,50 t	216 t
200 trip, 2.746 GJ	0,25 t	1,42 t	203 t

3.2 Emballageproduktion

3.2.1 Processer

Polycarbonat kan forarbejdes på samme måde som andre termoplaster. Den mest almindelige forarbejdningsskema er sprøjtestøbning, men i forbindelse med nærværende projekt er blæsestøbning den mest relevante proces.

Fremstilling af hule emner som for eksempel flasker sker ved blæsestøbning. Processen går ud på, at en ekstruder fremstiller en slange af plast, der, mens den stadig er termoplastisk, føres direkte ned i en form, hvis to halvpartier lukker sig om slangen, der afskæres. Derefter blæses slangen op med trykluft, så den antager formværktøjets indvendige geometri. Efter en køletid åbnes formen, og det færdige emne udstødes.

3.2.2 Råvarer og hjælpestoffer

Ifølge producentoplysninger tilsættes der ikke fyldstoffer, antioxidant, UV-midler eller andre additiver, der ændrer materialets tekniske specifikationer.

Til indfarvning af plasten anvendes et farvestof. Plastproducenten har oplyst, at dette kan være Solvent Yellow 93 og Solvent Orange 60.

Til fremstilling af 1 års forbrug af polycarbonatflasker anvendes følgende mængde polycarbonat. Det skal bemærkes, at der i opgørelsen ikke er medregnet spild (opgørelsen kan ses i bilag 1).

For 30 trip:	1.516 ton
For 100 trip:	700 ton
For 200 trip:	525 ton

Til fremstilling af kapsler anvendes 1.300 ton polyethylen (LDPE).

Til fremstilling af etiketter anvendes 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta.

3.2.3 Energi

Polycarbonat

Der er ikke fundet præcise oplysninger om energiforbruget ved blæsestøbning af polycarbonat. Kindler og Nikles angiver, at energiforbruget (energiækvivalensværdien) ved blæsestøbning er mellem 5 og 15 MJ/kg råvare. Endvidere angives, at man generelt kan regne med, at energiforbruget ved forarbejdning er 10% af det samlede energiforbrug ved fremstilling. For polycarbonats vedkommende svarer dette til 10,7 MJ/kg. Dette giver for 30 trip 16.221 GJ, for 100 trip 7.490 GJ og for 200 trip 5.618 GJ.

Polyethylen

Ved forarbejdning af polyethylen til kapsler anvendes 11-12 GJ/ton (Christiansen et al., 1990). I det følgende tages der udgangspunkt i et energibehov på 12 GJ/ton.

Til fremstilling af 1.300 ton kapsler forbruges 15.600 GJ.

Etiketter

Det har ikke været muligt at bestemme energiforbruget ved trykning af etiketter. Det synes dog at være relativt lavt, og er ikke medtaget i den videre vurdering.

Transport

I tabel 3.11 er medtaget den energimængde, der forbruges ved transport fra fremstillingssted

til anvendelsen på mejerier.

I bilag 2 er disse energimængder opgjort udelukkende på basis af den transporterede vægt.

Der vil være brug for et væsentligt større antal biler til at transportere det større volumen. Med udgangspunkt i at 1 flaske vejer 70 gram og fylder 1 liter sammenlignet med plastgranulat, der antages at have en rumvægt på under 1 kg pr liter, antages det, at flaskerne fylder 10 gange så meget.

Da en væsentlig del af den transporterede vægt udgøres af polyethylenkapsler, som har en højere rumvægt end flasker antages i det følgende, at der er brug for at transportere 5 gange så meget volumen.

Energiforbruget til transport baseret på volumen sættes derfor til 5 gange det beregnede energiforbrug baseret på vægt.

Tabel 3.11 Energiforbrug ved fremstilling af 1 års forbrug af polycarbonatflasker og polyethylenkapsler til mælkeemballage.

	30 trip	100 trip	200 trip
Fremstillet mængde pr. år, ton	1.516	700	525
Energiforbrug ved forarbejdning af PC, 10,7 MJ/kg, angivet i GJ	16.221	7.490	5.6188
Energiforbrug ved forarbejdning af PE, 12 MJ/kg, angivet i GJ	15.600	15.600	15.600
Energiforbrug ved transport, 100 km, angivet i GJ	2.060	1.620	1.525
Samlet energiforbrug, GJ	33.881	24.710	22.743

3.2.4 Emissioner

Der findes ikke mange undersøgelser af emissioner ved forarbejdning af polycarbonat. I Plastbase (Schmidt et al, 1989) citeres en svensk arbejdspladsundersøgelse, hvor forfatterne har fundet

- toluen,
- ethylbenzen,
- xylene,
- formaldehyd,
- acetaldehyd,
- acrolein,
- acetone,
- myresyre,
- eddikesyre,
- phenol,
- bisphenol A og
- aerosoler.

Der er ikke angivet kvantitative vurderinger af emissionerne. Ifølge producentoplysninger, også citeret fra Plastbase, afgives der ved "de rette procesbetingelser":

- vand,
- carbondioxid,
- diphenylcarbonat,
- phenol og
- dichlormethan.

Ved forarbejdning af polyethylen kan emissioner af carbonhydrider forventes at være fordelt på følgende forbindelser, der anses for at være toksikologisk relevante:

- formaldehyd,
- acetaldehyd,
- acrolein,
- crotonaldehyd,
- alfa-methylacrolein,
- alifatiske aldehyder
- peroxider,
- myresyre,
- eddikesyre og
- aerosoler.

Mange af de nævnte stoffer er irriterende for øjne, næse og luftveje, og dette er da også en almindeligt forekommende gene i den plastforarbejdende (herunder polycarbonat) industri.

Risikoen for alvorlige sundhedsmæssige effekter må dog regnes for minimal, da koncentrationen af luftforureningerne er lille.

Belastningen af det eksterne miljø må på dette grundlag regnes for at være negligibel. Rensning af ventilationsluften vil medføre, at der ikke kan blive tale om lugtgener for omboende.

Emissionen fra fremstilling af etiketter vurderes som begrænset, da trykfarven ikke indeholder let-flygtige opløsningsmidler.

Transport

Emissionen pr. energienhed ved transport kan bestemmes (Mads Lange pers. komm.). Der forudsættes en gennemsnitlig transportafstand på 100 km.

Tabel 3.12 Emission fra transport ved fremstilling af flasker.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
30 trip, 2.060 GJ	186 kg	1.065 kg	153 t
100 trip, 1.620 GJ	146 kg	853 kg	120 t
200 trip, 1.525 GJ	136 kg	785 kg	113 t

3.3 Anvendelse af plastflasker

3.3.1 Processer

Når flaskerne kommer til mejeriet vil de blive vasket og sorteret. Derefter fyldes de, påsættes kapsel og etiket, hvorefter de er klar til distribution.

I projektrapporten Genbrugsflaske i plast til mælk, maj 1990, (i det følgende betegnet Holmiarapporten, 1990) er skitseret et flaskeanlæg bestående af:

- flaskevaskemaskine, inkl. etiketfjerner
- diverse flaskeinspektionssystemer vedr. rengøringskontrol
- fyldemaskine inkl. CIP-rengøring
- etikettemaskine

- kapselpåsætning
- transportbåndssystem
- kasse- og containerfylder

Fyldeanlægget til returemballage vil antagelig være meget lig et fyldeanlæg til engangsemballager. Rengøring af anlægget vil være det samme. Til engangsemballager vil der være udfoldning af papkarton og svejsning af denne, - men ellers forudsættes de to anlægstyper ens.

Det antages, at transportbåndssystem samt kasse- og containerfyldning er ens, da plastflasken er designet således, at den passer i eksisterende transportkasser til papkartoner. Disse led er derfor ikke medtaget i vurderingen.

I det efterfølgende beskrives flaskerensningen samt etikettering og kapselpåsætning. Kapslen vil være fremstillet af polyethylen og formentlig have forskellig farve, afhængig af mælketypen. Der vil blive sat 2 etiketter på hver flaske bestående af 1,2 g papir og trykfarve samt 0,8 gram slip-pasta.

Distribution af mælk fra mejeri til butik er medtaget i dette afsnit. Derimod er transport fra butik til forbruger ikke medtaget i rapporten. Vurdering af forholdene i butik er ikke medtaget, da der i forhold til miljøhensyn ikke skønnes at være nogen forskel mellem plast- og papemballager.

Det er bemærket, at mælk i polycarbonatflasker kræver mere energi ved køling i forbindelse med opbevaring. Dette er ikke medtaget i nærværende vurdering.

Det antages, at forbrugeren skyller de tømte flasker, og at der hertil anvendes 0,25 liter koldt vand pr. flaske. Det antages, at der anvendes koldt skyllevand, da det forudsættes at man fra offentlig side opfordrer forbrugeren til at være energibevidst.

Flaskerensning

I Holmiarapporten, 1990, antages det, at man har et restmælkeindhold på 1%. Det angives, at flaskerne skylles, og at der som rengøringsmiddel skal anvendes en ludopløsning, muligvis indeholdende chlor.

Vandforbrug

Det anføres i rapporten, at man forventer et samlet vandforbrug på 0,42 liter pr. vasket flaske.

Det firma, der skal levere skyllemaskinen, oplyser, at man forventer et vandforbrug på 2,4 m³/time med en kapacitet på 6000 flasker pr. time (Cichon, pers. komm.). Maskinleverandørens erfaringer stammer fra bryggerierne. De angivne oplysninger svarer til et vandforbrug på 0,4 l pr. flaske og stemmer derfor overens med angivelserne i Holmiarapporten 1990.

Sundström anvender andre forudsætninger for vask af returflasker. Der forudsættes et vandforbrug på 1,15 liter pr. flaske. Da detaljer og forudsætninger omkring dette ikke er kendt, anvendes disse tal ikke.

Schouw Packing påpeger, at vandforbrug for vask af hollandske runde glasflasker er fra 0,6 til 1,8 liter med et gennemsnit på 1,2 liter pr. flaske (Lindahl, pers. komm.).

Da maskintype og andre specifikke forhold ikke er kendt for de vandforbrug, Sundström og Schouw-Packing anfører, baseres de efterfølgende beregninger og vurderinger på et vandforbrug på 0,42 liter pr. flaske ved skylning på mejeri.

Hos forbrugeren forudsættes, at en flaske skylles med 0,25 l koldt vand.

Ludmængde

Den anvendte ludmængde antages at være 20 ml 2 v% natriumhydroxidopløsning pr. flaske, som nævnt i Holmiarapporten.

Temperatur

Bayer (Holmiarapporten, 1989, bilag 6) anbefaler, at polycarbonatflasker rengøres med varmt vand, ca. 60°C til rensning og efterfølgende spuling ved 80°C. MD Foods oplyser, at man vil vaske flaskerne ved 80°C (Krogsgaard, pers. komm.).

Desinfektion

I Holmiarapporten 1990 angives at der muligvis skal tilsættes chlor til vaskevasken som desinfektionsmiddel, men mængde og aktuelle forhold er ikke oplyst.

I bekendtgørelse om mejerier, nr. 787 af 5. nov. 1987, anføres i kapitel 7, at inventar, apparatur, redskaber m.m. skal holdes omhyggeligt rene ved effektiv rengøring og efterfølgende desinfektion. I bekendtgørelsens § 11, stk 4 er anført, at desinfektionen kan foretages på følgende måder:

- a) ved brug af vand med en temperatur på mindst 80°C
- b) ved grundig gennemdampning, således at de indvendige flader er mindst 80°C,
- c) med chlorvand med mindst 200 mg aktivt chlor pr. liter,
- d) med hydrogenperoxidopløsning med mindst 300 mg H₂O₂ pr liter.

Det må formodes, at man til desinfektion vil overveje anvendelse af chlor eller forhøje temperaturen på skyllevand.

Desinfektion med chlor (natriumhypochlorit) er afhængig af påføringsform, desinfektionsvæskens koncentration og levetid. Dette vil afhænge af procesudstyr og flaskernes renhed. Ved driften har forhold som dosering af kemikalier, fjernelse af salte og tilsmudsningsgrad betydning. På baggrund af dette kan kemikalie- og energiforbrug samt emissioner fra chlor-desinfektion ikke vurderes.

Desinfektion med varme kan ske ved at forhøje temperaturen på en del af skyllevandet for at sikre en temperatur på mindst 80°C. Flaskerne kan tåle temperaturer over 100°C (Holt, pers. komm.).

Energiforbruget til varmedesinfektion kan vurderes, når det antages at 25% af vandmængden opvarmes til 85°C.

Etiket- og kapselpåsætning

Der vil blive påsat 2 etiketter på hver flaske med slip-pasta. Etiketterne kan fjernes hele ved afrensningen, og det antages, at de kan frasepareres og bortskaffes med dagrenovationen.

Kapslerne vil blive fremstillet af polyethylen i forskellig farve til de forskellige mælketyper.

Transport

Mælken vil blive transporteret i de samme kasser, som i dag anvendes til mælk på papkartoner. Det forventes, at man kan hjemtage de tomme flasker i de transportkasser, der allerede i dag returneres.

Fra Schouw Packing har man påpeget, at transportbehovet er væsentligt større ved distribution af returemballage end ved engangskartoner (Lindhø, pers. komm.). I ØKOconsult's notat vedr. økonomiberegninger, dateret 16. maj 1990 og i Holmiarapporten 1990 antages, at det samme distributionssystem kan anvendes, og det er ikke anført i de nævnte rapporter, at en øget bilpark er nødvendig.

Der er ikke fra anden side modtaget dokumentation for, at de to nævnte rapporters forudsætninger ikke er gældende. Derfor antages i det følgende, at en øget bilpark ikke er påkrævet.

I bilag 2 er den energimængde beregnet, der anvendes til distribution. Beregningerne baseres på opgørelse fra MD Foods over distribution til butikker i en tilfældig valgt uge.

3.3.2 Råvarer og hjælpestoffer

Flaskerensning

Til rensning af 500 mio. flasker pr. år vil der forbruges 210.000 m³ 80°C varmt vand.

Som rensmiddel vil der forbruges 200 ton ren natriumhydroxid. Rensmidlet vil ikke blive leveret i ren form, men som en opløsning f.eks. 30% lud.

Et eventuelt forbrug af natriumhypochlorit til desinfektion kan ikke vurderes.

På grund af skyllevandets alkalinitet vil det være nødvendigt at neutralisere, således at pH kommer under 9. Hertil kan f.eks. anvendes svovlsyre. Da skyllevandets pH ikke kendes, kan syreforbruget ikke bestemmes.

De 210.000 m³ vand indeholder 200 ton natriumhydroxid, hvoraf en del er forbrugt under rensningen. De anførte mængder svarer til en koncentration på 1 gram/liter svarende til et pH på over 13. Efter rensningen vil der være base i overskud, og pH vil antagelig ligge på mellem 11 og 13.

For hvert 0,1 gram/liter natriumhydroxid, der er i overskud kan syreforbruget bestemmes.

0,1 gram/liter svarer til 21.000 kg natriumhydroxid for den totale vandmængde.

Til neutralisering af 21.000 kg natriumhydroxid skal anvendes 35.725 kg svovlsyre (100%).

Skylning ved forbrugeren medfører et årligt vandforbrug på 500 mio. flasker x 0,25 liter/-flaske svarende til 125.000 m³. Der forudsættes anvendt koldt vand.

Samlet vandforbrug er 335.000 m³.

Etiketter og kapsler

Til fremstilling af etiketter vil der medgå papir, trykfarve og slip-pasta. På årsbasis til 500 mio. etiketter anvendes 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta.

Kapslerne vil blive fremstillet af polyethylen (LDPE) og vil veje 2,6 gram pr. stk. Til fremstilling af 500 mio. kapsler vil medgå 1.300 ton polyethylen.

Transport

Der forventes et minimalt øget kørselsbehov i form af flere biler for returflasker i forhold til papkartoner (Holmiarapporten, 1990). Vurdering af øget bilpark og øget vedligeholdelse af denne er derfor ikke medtaget.

3.3.3 Energi

Flaskerensning

Energiforbruget til opvarmning af vand fra 10 til 80°C kan bestemmes til:

$$(80-10) \times 4,2 \text{ MJ}/(\text{grad} \times \text{m}^3) \times 210.000 \text{ m}^3 = 70 \times 4,2 \times 210.000 = 61.740 \text{ GJ}$$

En desinfektion kan eventuelt ske med varme. Under forudsætning af, at 25% af skyllevandet opvarmes til 85°C kan det ekstra energiforbrug beregnes til:

$$(85-80) \times 4,2 \text{ MJ}/(\text{grad} \times \text{m}^3) \times 210.000 \text{ m}^3 \times 0,25 = 1.103 \text{ GJ}$$

Da dette energiforbrug udgør 2% af den samlede energimængde til flaskeskylning, og desinfektionsformen endnu ikke er afklaret, medregnes det ikke i de videre opgørelser over energiforbrug.

Etiketter og kapsler

Ved påsætning af etiketter og kapsler anvendes energi til maskiner. Dette energibehov anses for lille - men kan iøvrigt ikke vurderes.

Transport

Ved transport af mælk i flasker og returnering af tomme flasker vil der være et energiforbrug.

Udgangspunktet for energiopgørelsen er data fra MD Foods, og beregningerne er anført i bilag 2.

Fra bilag 2, Transportbehov, er følgende årlige energiforbrug opgjort.

Transport fra mejeri til butik: 367.510 GJ

- heraf mælk: 342.000 GJ

- heraf emballage: 25.570 GJ

Transporten fra butik til mejeri er baseret på flaskens, etikettens og kapslens fremstillingsvægt.

Ved returnering forudsættes, at 99% flasker incl. etiketter og 70% kapsler transporteres fra butik til mejeri. Kapslerne og de flasker, der kasseres, sendes videre til råvareproducent for oparbejdning. Det antages, at 1% flasker og 30% kapsler ikke returneres fra forbrugeren og derfor bortskaffes som husholdningsaffald. I bilag 2 er det årlige energiforbrug til retur- og bortskaffelse opgjort afhængig af triptallet til

30 trip: 27.729 GJ

100 trip: 25.964 GJ

200 trip: 25.586 GJ

3.3.4 Emissioner

Flaskerensning

Ved flaskerensningen vil der fremkomme spildevand indeholdende mælkerester, rengøringsmiddel samt rester fra slip-middel.

Det forventes, at etiketresterne filtreres fra, således at dette belaster spildevandet minimalt. Der vil i stedet fremkomme fast affald, som kan bortskaffes med dagrenovationen.

Bidraget til den organiske belastning fra mælkerester i flaskerne kan bestemmes ud fra an-

tagelsen om, at der forventes 1 % mælk i returflaskerne. Det antages, at spildevandets pH er justeret ned under 9.

Tabel 3.13 Organisk belastning fra spildevand indeholdende mælkerester (Holmiarapporten, 1990).

	Udledning pr. flaske	indhold i 1 liter vand	500 mill flasker
Mælkeindhold	10 g	23,8 g	5.000 ton
BOD ₅	0,417 g	1,00 g	209 ton
Total N	0,023 g	0,005 g	11,5 ton
Total P	0,004 g	0,001 g	2,12 ton

Den samlede spildevandsmængde udgør omkring 335.000 m³.

Den organiske belastning fra 1 liter mælk er hentet fra et bilag til Holmiarapporten, 1990, som Danske Mejeriers Fællesorganisation har udarbejdet.

Sundström anvender andre forudsætninger for vask af returflasker. Der forudsættes en udledning på 0,242 g BOD₅ pr. flaske. Dette BOD₅-indhold svarer til en mælkerest pr. flaske på 5,8 g. Dette betyder, at den totale organiske belastning beregnet af Sundström bliver ca. 50% af hvad der er anført i tabel 3.13.

Det forudsættes, at etiketter frafiltreres, og at der fremkommer en mængde fast affald på 600 ton, 350 ton papir og 250 ton trykfarve.

Etiketter og kapsler

Inden flaskerne vaskes, vil kapslerne blive fjernet. Det antages, at der skal fjernes kapsler fra 70% af flaskerne, svarende til 910 ton polyethylen. Det er hensigten, at kapslerne skal genanvendes eksternt, men på nuværende tidspunkt er det ikke nærmere specificeret.

Påsætning af etiketter og kapsler forventes ikke at give anledning til emissioner af betydning.

Slip-middel fra etiketter vil delvist findes i spildevandet fra flaskerensning. Der anvendes

pr. år 400 ton slip-pasta, men den mængde, der vil genfindes i spildevandet og den mængde, der vil blive på etiketterne, som frasepareres, kendes ikke. Slip-pastaten vil give anledning til en organisk belastning af spildevandet, men denne kan ikke bestemmes.

Transport

Emissionen pr energienhed kan bestemmes (Lange, pers. komm.).

Tabel 3.14 Emission fra transport ved distribution af mælk i plastemballage.

	SO ₂	NO _x	CO ₂
1 GJ, diesel, vej	90 gram	516 gram	74 kg
Fra mejeri til butik, 367.510 GJ	33.06 t	190 t	27.020 t
- heraf mælk, 342.000 GJ	30.78 t	176 t	25.310 t
- emballage 25.510 GJ	2,30 t	13,2 t	1.890 t
Returnering af emballage fra butik			
- 30 trip, 27.729 GJ	2,50 t	14,3 t	2.052 t
-100 trip, 25.964 GJ	2,34 t	13,4 t	1.921 t
-200 trip, 25.586 GJ	2,30 t	13,2 t	1.893 t

3.4 Genanvendelse

3.4.1 Processer

De polycarbonatflasker, der kasseres på mejerierne, forventes at kunne blive genanvendt.

Det anføres i Holmiarapporten (1989), at man har en aftale med producenten af polycarbonat om at tage kasserede flasker retur.

Det forventes derfor, at kasserede flasker sendes fra mejeri til flaskefremstiller, som så kværner dem, hvorefter de returneres til producent eller anden aftager.

Det er ikke afklaret, hvad dette returnerede materiale kan anvendes til. Det kan ikke anvendes til flaskefremstilling igen på grund af renhedskrav til materialet; men andre anvendelsesformer, hvor renhedskravet er mindre, kan komme på tale. Holmia har oplyst, at der er en stor efterspørgsel på dette materiale (Holt, pers. komm.).

Kasserede kapsler vil ligeledes kunne genanvendes. På en dansk virksomhed foregår genanvendelse af polyethylenfolie (Christiansen et al., 1990); kapslerne vil kunne indgå i denne oparbejdning, der består af følgende:

- forbehandling af folie,
- findeling,
- vask og sortering,
- ekstrudering og sortering samt
- produktionskontrol.

3.4.2 Råvarer og hjælpestoffer

Det forudsættes, at flaskerne rengøres på mejeriet, inden inspektion og efterfølgende kassation. Flaskerne vil derfor være rengjorte og kræver ingen yderligere behandling inden sønderdeling. Efter opskæring hos emballageproducent vil materialet formentlig blive pakket og sendt til råvareproducent.

Den egentlige behandling hos producenten er ikke kendt, og råvareforbruget kan derfor ikke opgøres.

Den mængde polycarbonat, der kan genanvendes, er for 30 trip 1.167 ton, for 100 trip 350 ton, og for 200 trip 175 ton. Mængden af polyethylen, der kan genanvendes, er 910 ton.

Til genanvendelsen af kapslerne vil der forbruges vand og energi. Mængder for disse har ikke kunnet opgøres.

3.4.3 Energi

Energiforbrug ved opskæring af flaskerne kan ikke vurderes, ligesom energiforbruget hos producenten heller ikke har kunnet opgøres.

Energiforbruget ved transport af flaskerne til mejeri og videre er medtaget under afsnit 3.3.

Energiforbrug til genanvendelse af kapsler er ikke opgjort.

3.4.4 Emissioner

Det forventes, at der fremkommer en del plaststøv ved opskæring, og at der vil være en vis emission i form af luftbåren emission af plaststøv samt fast affald fra rensning af maskiner, filtre m.v. Det er ikke muligt at vurdere mængden.

Emissionen fra behandlingen hos producenten er ikke kendt, og kan ikke vurderes.

Genanvendelsen af kapsler vil give anledning til en del spildevand. Der er endvidere knyttet støvproblemer til håndtering af returplasten (Christiansen et al., 1990).

3.5 Affald fra plastflasker

3.5.1 Processer

Det affald, der bortskaffes fra forbrugeren ved anvendelse af returflasker, vil være kasserede polyethylenkapsler og i begrænset omfang polycarbonatflasker.

Det antages, at 1% af de anvendte flasker vil findes i husholdningsaffaldet sammen med 30% af de anvendte kapsler. Dette svarer til en mængde polycarbonat på 350 ton og en polyethylenmængde på 390 ton.

Dertil kommer affald i form af fraseparerede etiketter. Papir og trykfarve fra etiketterne udgør en mængde på 600 ton årligt, 350 ton papir og 250 ton trykfarve.

I Miljøministeriets strategioplæg "Affald 2000" anføres, at 70% husholdningsaffald forbrændes og at de resterende 30% deponeres. De samme tal angives af Sundström i artiklen Miljøets belastning som følge af drikkevareemballage.

3.5.2 Råvarer og hjælpestoffer

Ikke relevant.

3.5.3 Energi

Ved forbrænding af polycarbonatflasker, polyethylenkapsler og etiketter udvikles energi..

Ved deponering sker ingen udvikling eller forbrug af energi.

Transport til forbrændingsanlæg eller deponering er medregnet under afsnit 3.3.

Forbrændingsenthalpien for polycarbonat er 29,4 MJ/kg (Kindler & Nickles, 1980) og for polyethylen 43 MJ/kg (Christiansen *et al.*, 1990). I opgørelsen medtages den energimængde, der udvikles fra forbrænding af den mængde papir, der anvendes til etiketter. Energimængden for forbrænding af trykfarve kan ikke opgøres og medregnes. Forbrændingsenthalpien for papir er 13 MJ/kg. Idet det antages, at 70% af plasten i husholdningsaffaldet afbrændes, kan energiudviklingen beregnes til:

$$\text{PC: } 350 \text{ ton} \times 0.70 \times 29,4 \text{ GJ/ton} = 7.203 \text{ GJ}$$

$$\text{PE: } 390 \text{ ton} \times 0.70 \times 43 \text{ GJ/ton} = 11.739 \text{ GJ}$$

$$\begin{array}{l} \text{Papir:} \\ 350 \text{ ton} \times 0.70 \times 13 \text{ GJ/ton} = 3.185 \text{ GJ} \end{array}$$

$$\text{I alt} = 22.127 \text{ GJ}$$

Med en udnyttelsesgrad på 60% (Christiansen *et al.*, 1990) svarer det til, at ca. 13.300 GJ pr. år kan udnyttes.

3.5.4 Emissioner

Ved forbrænding af polyethylen vil dannes carbonmonoxid, sod og i mindre omfang polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH) (Ottosen, 1987). Det samme vurderes at være gældende for polycarbonat, da begge plasttyper består af grundstofferne carbon og hydrogen. I polycarbonat indgår endvidere oxygen.

Trykfarven på etiketterne indeholder ikke tungmetaller. Afbrænding af etiketter anses derfor ikke at medføre nogen miljøbelastning af betydning.

Ved deponering vurderes emissionerne at være uden betydning.

3.6 Supplerende data

En hollandsk undersøgelse, der vurderer og sammenligner forskellige emballager til brug

for distribution af mælk i Holland, blev stillet til DTI's rådighed i slutningen af oktober måned. Rapporten er udarbejdet af Leiden Universitet i Holland og indeholder vurdering af PE-coated karton, glasflasker og polycarbonatflasker.

Af relevans for nærværende rapport er vurdering af mælkekartonen og især polycarbonatflasken. De vigtigste forudsætninger og konklusioner bliver gennemgået i det følgende.

Mælkekartonen består af 25,3 g karton, der er coated med 3,2 g PE. I Holland er det muligt at anvende samme distributionssystem (transportkasser) for både mælkekarton og PC-flasken. Til supermarkeder anvendes hovedsageligt rullende containere med plads til 160 l mælk. Egenvægten af containerne er 20 kg og et triptal på 750 antages for disse containere. Til mindre butikker anvendes PE-kasser, der vejer to kg, og som skønnes at have et triptal på 500.

Polycarbonatflasken vejer 70 g, og der er vurderet forskellige kapsel- og etiketsystemer. I denne opsummering anvendes kun resultater fra den mest miljøvenlige af disse løsninger (PE-etiket og -kapsel). I den hollandske undersøgelse er miljøeffekterne beregnet ud fra triptal på 50 og 75 for polycarbonatflasker.

I vurderingen indgår følgende elementer:

- Forbrug af råvarer, specielt fossilt brændsel
- Forurening af miljøet ved emissioner af potentielt farlige stoffer (herunder emissioner fra energiproduktion)
- Affaldsmængder

Med hensyn til råvarer er kun forbruget af fossile brændselskilder, udtrykt i megajoule (MJ), vurderet. Emissionerne af potentielt farlige stoffer er relateret til deres toksicitet og bidrag til forsuren. Emissioner til luften er vurderet i forhold til grænseværdien i arbejdsmiljøet for disse stoffer og "syreækvivalenter" (udtryk for forsuren) er beregnet udfra standarder i det hollandske program til forhindring af forsuren. Emissioner til vand er vurderet i forhold til EF-standarder for drikkevandskvalitet, og affaldsmængder er udtrykt i masseenheder uden at specificere den nødvendige plads i deponier.

Effekten af emissioner på ozonlag, drivhuseffekt og eutrofiering af jorden er ikke specificeret, heller ikke rent lokale effekter, arbejdsmiljøproblemer eller uheldsrisici.

De tre ovennævnte elementer i vurderingen vægtes ikke, så man opnår et enkelt tal for miljøbelastningen. Det betyder, at for at et emballagesystem skal vurderes som entydigt bedre end et andet, må det have en bedre score i alle kategorier.

Af metodologiske problemer nævnes genanvendelse af affald. Hvis affaldet genanvendes, er der ikke noget endeligt affald, og det genanvendte materiale vil have en økonomisk værdi som sekundær råvare. Afhængig af værdien af det genanvendte affald kan input fra primær produktion til mælkeemballage (eller dele af mælkeemballagen) reduceres proportionalt hermed. Et specielt tilfælde er anvendelse af affald til forbrændingsanlæg med energiindvinding. Miljøeffekterne ved ikke at producere denne elektricitet i almindelige hollandske anlæg trækkes fra i regnskabet for det undersøgte produkt.

Med hensyn til kapitalgoder er det kun transportcontainere og -kasser, der indgår i vurderingen. Med andre ord er der ikke taget specielt hensyn til typen af mælkebiler, transportbånd og andre dele, der på et tidspunkt skal udskiftes.

Anvendte data

Den hollandske polycarbonatindustri har leveret data om produktion af polycarbonat. Disse data er blevet undersøgt og godkendt af uafhængige instanser. De data, der vedrører produktionsprocesser udenfor den hollandske polycarbonatindustri, har været utilstrækkelige. Kun for den forudgående produktion af acetone og phenol har det været muligt at beregne forbrug af råvarer og energi.

Data om produktion af mælkekartoner er taget fra Sundströms arbejde for den svenske papirindustri. I disse data indgår produktion, forarbejdning og transport. Rapportens forfattere angiver, at disse data virker forældede på en række områder.

Distribution af mælk er vurderet på baggrund af forfatternes egen model. Opbevaring i butikker og konsumentvaner indgår ikke i denne model.

For behandling af husholdningsaffald regnes med at 40% forbrændes og 60% deponeres. Emissionerne fra forbrænding er ikke medtaget.

Fund og konklusioner

I den hollandske undersøgelse angives økoprofilerne for de forskellige emballagesystemer som funktionelle enheder pr. 1000 liter mælk i emballage. Vurderingselementerne er forbruget af fossile energikilder (MJ), Enheder af forurennet vand (EFV, (dm³)), Enheder af forurennet luft (EFL, (m³)), Syreækvivalenter (ha) og Affald (kg).

	Polycarbonat 50 trip	Polycarbonat 75 trip	Mælke- karton
Fossile energikilder (MJ)	366	353	534
Enheder forurennet vand (dm ³)	4.90	4.46	33.1
Enheder forurennet luft (m ³)	11.2	11.3	62.0
Syreækvivalenter (ha)	0.304	0.319	3.78
Affald (kg)	1.37	1.26	18.6

I den hollandske undersøgelse konkluderes der på baggrund af disse fund, at polycarbonatflasken er bedre end mælkekartonen i alle elementer, og at den derfor må foretrækkes.

Det påpeges dog, at der er en asymmetri mellem produktion og affaldsbehandling for mælkekartonsens vedkommende. I produktionen er de vigtigste energikilder vandkraft og atomkraft, der for begges vedkommende ikke tærer på fossilt brændsel. Ved forbrænding antages, at den indvundne energi erstatter fossilt brændstof, som normalt anvendes ved energiproduktion i Holland. Ved en øget forbrænding af husholdningsaffald vil mælkekartonen blive vurderet signifikant bedre end nu, og polycarbonatflasken moderat bedre end nu. Polycarbonatflasken vil dog stadig være den bedste.

DTI's bemærkninger

Den citerede undersøgelse bygger på samme metode, som har været anvendt i en schweizisk undersøgelse af forskellige materialer til emballage (Oekobilanzen von Packstoffen, Bundesamt für Umweltschutz, Bern 1984). Forudsætningerne for anvendelse af metoden kan kritiseres, blandt andet tages der i fastsættelsen af grænseværdier i arbejdsmiljøet ofte hensyn til økonomiske og teknologiske aspekter, således at vurderingen ikke alene bygger på hensyn til sundhed og miljø. Der er heller ikke fastsat grænseværdier eller vandkvalitetskriterier for

alle emissioner i livscyklus, og der kan således være elementer, der ikke indgår i beregningen.

Det synes dog at være mere problematisk, at der for polycarbonatflaskens vedkommende ikke er tale om en vurdering af hele livscyklus. Så vidt kan skønnes, er der ikke medtaget emissioner fra de produktionsled, der ligger før fremstillingen af bisphenol A, mens der er foretaget en vurdering af energiforbruget. For mælkekartonens vedkommende er der, så vidt det kan skønnes, tale om opsamling af data fra hele livscyklus. En sammenligning af emissioner under disse omstændigheder vil under alle omstændigheder have en bias til fordel for polycarbonatflasken.

For Dansk Teknologisk Institut ville det have været en stor fordel, hvis det havde været muligt at foretage en opdatering af de data, der ligger til grund for vurderingen af polycarbonat. Da det ikke har været muligt at trække data ud om alle elementer i livscyklus for polycarbonatflasken, har vi været nødt til at støtte os til de tal, som vi har modtaget fra producenten.

Der kan således ikke foretages en endelig konklusion, men i forhold til den amerikanske undersøgelse, der ligger til grund for de øvrige tal, ses der en reduktion i emissionerne på op til 80% ved selve produktionsprocessen. Dette betyder, at den årlige udledning til vand af phenol vil være 15 kg ved en produktion på 1516 ton, svarende til et triptal på 30. For methylenchlorid vil den årlige udledning via spildevandet være cirka 450 gram, mens der ifølge den hollandske undersøgelse vil der til luften blive emitteret 1,8 kg methylenchlorid pr. ton polycarbonat, ialt 2,7 ton ved et triptal på 30. Dette tal virker højt i betragtning af, at det er en lukket proces.

Emissioner til vand

Hvis det antages, at vandforbruget er uændret fra den ovenfor beskrevne proces ($35 \text{ m}^3/\text{ton}$), medfører dette, at koncentrationen af phenol i spildevandet vil være ca. 0,3 mg/l og koncentrationen af methylenchlorid 0,008 mg/l. Udledningen af natriumchlorid i de angivne mængder vil betyde, at spildevandet har et saltindhold på ca. 2%. Det vides ikke, om der sker en rensning af spildevandet, eller om der sker en samtidig udledning fra andre processer.

Phenol

Phenol er et udbredt industrikemikalie, og stoffet tilføres det akvatiske miljø fra mange kilder - diffuse såvel som punktkilder. Phenols miljømæssige egenskaber er velundersøgte. Baseret på håndbogslitteratur (Verschuren, 1983; Howard, 1989) kan sammendrages følgende.

Phenol er let biologisk nedbrydeligt og vil nedbrydes i løbet af timer/dage i ferskvands-systemer og i løbet af op til få uger i saltvand (Howard nævner estuarievand). Stoffet er kun bioakkumulerbart i relativt ringe grad ($\log P_{ow} = 1,46$), men er kendt for at give afsmag (og anledning til lugt) i vand og akvatiske organismer. Der angives en tentativ tærskelværdi for afsmag i fisk på 1 mg/l, og der angives organoleptiske vandkvalitetskriterier så lave som 1 $\mu\text{g/l}$. For den akutte toxicitet overfor en række ferskvands fisk angives talværdier (TLm 24-96 timer og LC₅₀ 24 - 96 timer) på typisk 5 - 50 mg/l og i et 18 ugers forsøg med regnbueørred 4 mg/l. (TLm = median tærskelværdi).

For saltvand refereres en LC₅₀ - 96 timer på 9 mg/l for *Gobius minutus*. TLm 24 - 96 timer for ferskvands og saltvands krebsdyr (daphnier, hesterejer m.fl.) angives af størrelsesordenen 7 - 100 mg/l. Væksthæmning hos mikroorganismer (bakterier, alger og protozoer) er fundet at optræde ved ca. 4 - ca. 140 mg/l).

På baggrund af disse oplysninger kan det ikke afvises, at en udledning af phenol med en koncentration på 0,3 mg/l vil kunne give toksiske effekter på akvatiske organismer (og evt. afsmag) i et nærfelt omkring udledningen, såfremt der ikke sker nogen væsentlig fortynding. Hvis fortyndingen er af en rimelig størrelsesorden, vil effekterne imidlertid være marginale. En total årlig udledning på 15 kg/år af et let nedbrydeligt stof som phenol, der i forvejen tilføres vandmiljøet fra talrige kilder, må totalt set anses for uden betydning, med mindre udledningen sker til en sårbar recipient, hvor der vil kunne optræde lokale effekter.

Methylenchlorid

Methylenchlorid er optaget på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer, og udledning af stoffet til det akvatiske miljø anses derfor for principielt uønsket.

Stoffet er moderat toksisk overfor akvatiske organismer. Den akutte lethale toxicitet over-

for fisk (3 arter) udtrykt som LC_{50} - 96 timer er bestemt til af størrelsesordenen 80 - 300 mg/l, og en alge test har vist effekter ved 125 mg/l.

Der er ikke angivet data for nedbrydelighed, men nedbrydeligheden i vand skønnes lav. Ud fra den kemiske struktur vurderes stoffet som kun i ringe grad bioakkumulerbart.

Methylenklorid har et højt damptryk (349 mm Hg ved 20°C) og er fundet at fordampe hurtigt fra vandoverflader. Stoffet vil derfor elimineres fra det akvatiske miljø ved fordampning, med mindre det udledes til recipienter med stor vanddybde.

Ved en årlig udledt mængde på kun ca. 1/2 kg i en koncentration af størrelsesordenen 8 µg/l vurderes de miljømæssige effekter af udledningen som marginale til uden betydning, med mindre forureningen er meget lokal. Der vil næppe under nogen aktuelle forhold kunne optræde direkte toksiske eller andre skadelige effekter i det akvatiske miljø.

Emissioner til luft

I undersøgelsen anføres, at der vil være luftbårne emissioner i form af toluen i størrelsesordenen 2,5 - 3 ton i forhold til en produktion på 1516 ton polycarbonat, svarende til et triptal på 30. Det er ligeledes anført, at andre carbonhydrider emitteres i en størrelsesorden på omkring 100 kg.

En årlig emission af toluen og andre carbonhydrider i de nævnte mængder svarer til en daglig emission på 12 kg/dag, hvilket er mindre end et almindeligt malerværksted emitterer.

I undersøgelsen anføres, at der emitteres nitrogenoxider i størrelsesordenen 7,3 ton i forhold til en produktion på 1516 ton polycarbonat, svarende til et triptal på 30. Emission af nitrogenoxider fra transport af emballage ved distributionen fra mejeri til butik og retur er større. Den miljømæssige belastning vurderes derfor at være begrænset.

Carbonmonoxid indgår som et led i produktionen af polycarbonat ifølge den hollandske undersøgelse. Det anføres, at der sker en emission i størrelsesordenen 6,5 ton i forhold til en produktion på 1516 ton polycarbonat, svarende til et triptal på 30. Carbonmonoxid er en giftig gas, der dog ved udledning til atmosfæren

oxideres til carbondioxid.

Det mest betænkelige element i produktionsprocessen er formentlig emissionen af over 2,5 t methylenchlorid pr. år. Der kan ikke foretages en nøjere vurdering af denne emission, idet spredningsforholdene omkring produktionsprocessen ikke er kendt. Udledning af stoffer, der formodes at være kræftfremkaldende er imidlertid under alle omstændigheder en belastende faktor.

Fast affald

Den hollandske undersøgelse anfører, at der frembringes ca. 50 ton kemisk affald. Arten af det kemiske affald er ikke nærmere specificeret. Det antages, at dette affald fremkommer fra selve produktionen af polycarbonat.

3.7 Sammenstilling

Hovedtallene for råvarer, energi og emissioner er i det følgende sammenstillet for de enkelte trin i vurderingen af polycarbonat.

Alle angivelser er baseret på en årlig distribution af 500 mio. liter mælk på 1-liters emballager.

3.7.1 Råvareproduktion

Råvarer

Forbruget af polycarbonat afhænger af triptallet og er for:

30 trip:	1.516 ton
100 trip:	700 ton
200 trip:	525 ton

Til fremstilling af 1 ton polycarbonat forbruges 740 kg phenol, 228 kg acetone, 390 kg phosgen og 315 kg natriumhydroxid. Vandforbruget ligger på 20.000 - 54.000 m³. Yderligere data findes i 3.1.2.

Data fra den hollandske undersøgelse viser samme niveau for mængden af de nævnte råvarer. Der er ikke anført data om vandforbruget.

Til fremstilling af 1.300 ton polyethylen anvendes 1388 m³ naturgas, 45,5 ton tilsætningsstoffer og 22.100 m³ vand.

Til fremstilling af 500 mio sæt etiketter anvendes ialt 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta. Papirmængden udgør 2,8% af den papirmængde, der anvendes til fremstilling af 500 mio papkartoner. Råvarer til fremstilling af trykfarve og slipmiddel er ikke opgjort.

Energi

Til produktion af 1 ton polycarbonat anvendes 107 GJ. Dette omfatter råolieproduktion, mellemprodukter og selve plastfremstillingen.

Energiforbruget afhænger af triptallet og er:

30 trip:	162.212 GJ
100 trip:	74.900 GJ
200 trip:	56.175 GJ

Til produktion af polyethylen anvendes 74 GJ/ton. Til produktion af 1.300 ton anvendes 96.200 GJ.

Til produktion af papir til etiketter forbruges 14.350 GJ. Hertil kommer energi til produktion af trykfarve og slip-pasta, som ikke er bestemt.

Til transport fra produktionssted til forarbejdningssted anvendes en energimængde på 2.500 - 4.000 GJ.

Emissioner

Der frembringes fast affald fra brændsel og minedrift samt procesaffald i størrelsesordenen 200 - 400 ton pr. år.

Af luftbårne emissioner forekommer

- nitrogenoxider,
- hydrocarboner,
- svovldioxid og
- chlor

som de væsentligste. Størrelsen af emissionerne er angivet i 3.1.4.

Med spildevandet udledes en del opløst stof, og der er en vis organisk belastning fra polycarbonatproduktionen. Der udledes en væsentlig mængde syrer og en betydelig mængde metalioner (ikke nærmere specificeret). Størrelsen af emissionerne er angivet i 3.1.4.

Ifølge den hollandske undersøgelse, som formentlig kun omfatter selve produktionen af polycarbonat, er emissionerne væsentligt lavere.

De væsentligste luftbårne emissioner er

- methylenchlorid,
- toluen,
- carbonhydrider,
- nitrogenoxider og
- carbonmonoxider

Methylenchlorid emitteres i væsentlige mængder. Stoffet formodes at være kræftfremkaldende og er en belastende faktor.

De øvrige luftbårne emissioner er mindre i mængde og/eller mindre miljøbelastende og vil derfor medføre en begrænset miljømæssig belastning.

De væsentligste vandbårne emissioner er phenol og methylenchlorid. Disse stoffer udledes i begrænsede mængder og vil medføre en meget begrænset miljømæssig belastning.

Det er anført, at der frembringes op til 50 ton kemisk procesaffald. Dette kan ikke sammenlignes med undersøgelsen fra MRI.

Emissioner fra transport er:

- svovldioxid 0,25 - 0,33 ton
- nitrogenoxider 1,42 - 1,91 ton og
- carbondioxid 203 - 274 ton

3.7.2 Emballageproduktion

Råvarer

Den forarbejdede mængde polycarbonat afhænger af triptallet og er:

30 trip: 1.516 ton
100 trip: 700 ton
200 trip: 525 ton

Dertil kommer 1.300 ton polyethylen, som forarbejdes til kapsler.

Til fremstilling af etiketter anvendes 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta.

Energi

Den mængde energi, der anvendes til forarbejdning, afhænger af triptallet og er:

30 trip: 31.821 GJ
100 trip: 23.090 GJ
200 trip: 21.218 GJ

Energimængden til forarbejdning af polyethylen er 15.600 GJ.

Den energimængde, der anvendes til transport, afhænger af triptallet:

30 trip:	2.060 GJ
100 trip:	1.620 GJ
200 trip:	1.525 GJ

Som det kan ses af tallene, er energiforbruget til transport mindre end 10% af den energimængde, der anvendes til forarbejdning.

Emissioner

Ved flaskefremstilling anvendes råvarer i form af polycarbonat og polyethylen. Belastningen af miljøet stammer fra de emissioner, der fremkommer ved selve forarbejdningen og ved den tilhørende energiproduktion. Disse emissioner omfatter stoffer, som er irriterende for øjne, næse og luftveje. Risikoen for alvorlige sundhedsmæssige effekter regnes for minimal, da koncentrationerne er lave. Belastningen af det eksterne miljø må derfor på dette grundlag regnes for at være negligibel.

Emissionen fra fremstilling af etiketter vurderes som begrænset, da trykfarven ikke indeholder let-flygtige opløsningsmidler.

Emissionerne fra transport er:

- svovldioxid 136 -186 kg
- nitrogenoxider 785 - 1.065 kg
- carbondioxid 113 -153 ton

3.7.3 Anvendelse

Råvarer

Til rensning af flasker på mejeri anvendes :

- 200 ton natriumhydroxid
- 50 - 200 ton svovlsyre (eller tilsvarende mængde anden syre)
- 210.000 m³ vand
- etiketter til 500 mio. flasker
- kapsler af polyethylen, ialt 1.300 ton

Hertil kommer et vandforbrug på 125.000 m³ koldt vand ved skylning hos forbrugeren.

Ressourcer til desinfektion i form chlor eller energi til ekstra opvarmning af skyllevand er ikke vurderet.

Energi

Til distribution af mælk på returflasker anvendes energi til vask af flasker og til transport.

Opvarmning af vaskevand 61.740 GJ

Transport af emballage

30 trip	53.729 GJ
100 trip	51.474 GJ
200 trip	51.096 GJ

Fra vask af flasker udledes 125.000 m³ vand fra forbruger og 210.000 m³ fra mejeri.

Den organiske belastning fra mælkerester er 2090 ton BOD₅. Mælk anses for biologisk letnedbrydeligt; den organiske belastning vurderes derfor at have en begrænset miljømæssig betydning.

Dertil kommer et bidrag fra etiketternes slip-pasta, som ikke kan bestemmes og derfor ikke vurderes.

Ved transport af emballage emitteres 4,6 - 4,8 ton svovldioxid, 26,4 - 27,5 ton nitrogenoxider og 3.783 - 3.942 ton carbondioxid.

Det forventes, at tapning og flaskevask vil ske 5 til 8 steder i landet, hvis man vælger at anvende returflasker af polycarbonat. De væsentligste belastninger, organisk belastet spildevand og emission fra varmeproduktion, vil derfor være fordelt og knyttet til de enkelte mejerier. Da størrelsen af de enkelte mejerier ikke er kendt, kan en nærmere vurdering ikke foretages.

3.7.4 Genanvendelse

Da forbruget af råvarer og hjælpestoffer samt energiforbrug er ukendt ved granulering og hos producenten, kan en vurdering ikke foretages.

Der kan genanvendes en mængde polycarbonat svarende til 30 trip 1.167 ton, 100 trip 350 ton og 200 trip 175 ton. Mængden af polyethylen, der kan genanvendes, er 910 ton.

3.7.5 Affald

Energi

Ved forbrænding af plastaffald fra flasker og kapsler samt etiketter vil der være en energiodvikling på 22.127 GJ. Af dette kan ca. 13.300 GJ udnyttes.

Den mængde, der forbrændes, er 938 ton. Den mængde, der deponeres, udgør 402 ton.

Ved forbrænding vurderes det, at miljøbelastningen vil være uden betydning. Det gør sig også gældende for deponering af plastaffaldet.

3.8 Referencer

Christiansen K, Grove A, Hansen LE, Hoffmann L, Jensen AA, Pommer K, Schmidt A (1990). Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternativer. Miljøprojekt nr. 131. Miljøstyrelsen.

Fox DW (1983). Polycarbonates. In: Kirk-Othmer: Encyclopedia of Chemical Technology, Vol. 18: 479-495. John Wiley and Sons, New York. 3rd. edition.

Holmia: Genbrugsflaske i plast til mælk, slutrapport over fase 1, marts 1989, Miljøstyrelsen jr.nr. M87-121-282.

Holmia: Genbrugsflaske i plast til mælk, slutrapport over fase 2, maj 1990, Miljøstyrelsen, jr.nr. M87-121-282.

Howard, P.H. (1989). Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol. I. Large Production and Priority Pollutants. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan.

Jensen B, Madsen JØ, Atlung G (1987). Gasformige nedbrydningsprodukter ved polyethylenforarbejdning. Analysemetoder til produkt- og procesvurdering. Laboratoriet for plastteknologi, AMT, DTH, Lyngby.

Kindler H, Nickles A (1980). Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen - Berechnungsgrundsätze und Energieäquivalenzwerte von Kunststoffen. Kunststoffe 70 (12):802-807.

Kvælstofoxider fra fyringsanlæg, Vejledning fra Miljøstyrelsen, marts 1984.

Miljøministeriet: "Affald 2000", Et strategioplæg til miljøministeren. Departementet 4. kontor. Marts 1988.

MRI (Midwest Research Institute) (1977). Resource and environmental profile analysis of Merlon polycarbonate refillable milk container systems including specific comparisons with selected competitive container systems. Final Report. MRI Project No. 4382-D.

Ottosen LM (1987). Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer. Miljøprojekt nr. 87. Miljøstyrelsen, København.

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology (1981). Edited by Clayton GD, Clayton FE. John Wiley and Sons, New York.

Schmidt A, Jensen B, Wolkoff P, (1989). Plastbase - En plastbase over luftforureninger i plastindustrien og deres sundhedsmæssige virkninger. Arbejdsmiljøfondet, København.

Verschuere K. (1983). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold Company. New York.

Personlig kommunikation

Cichon D, Krones, Scan Aps, september 1990

Holt E, Holmia A/S, august 1990.

Krogsgaard P, M D Food, august 1990.

Lange M, Dansk Teknologisk Institut, Energiteknik, april 1990.

Lindahl E, Schouw-Packing, oktober 1990.

Lund L, Bording Grafik-Bireka, september 1990.

4. Sammenligning af plastflaske og papkarton

Der sammenlignes en 1 liters gavlformet papkarton med en 1 liters firkantet polycarbonatflaske.

Denne sammenligning er baseret på de beskrivelser og vurderinger af fremstilling af papkartoner og polycarbonatflasker, der findes i afsnit 2 og afsnit 3.

Som grundlag for vurderingerne af polyethylen- og polycarbonatproduktionen er anvendt mere end 10 år gamle data. I slutningen af projektfasen blev en ny hollandsk rapport om polycarbonat offentliggjort. Tallene i rapporten kunne ikke anvendes til opdatering af de gamle data, men konklusionerne er opsummeret i afsnit 3. Vurderingen af kartonproduktionen bygger på data, som er mere end 4 år gamle, suppleret med bearbejdede data fra en svensk papirfabrik, november 1990. Det har ikke været muligt at indhente data af bedre kvalitet fra industrien eller fra den anvendte litteratur. Det har ikke været muligt at indsamle alle relevante data og dermed at kvantificere væsentlige miljøbelastninger. Visse vurderinger bygger derfor på antagelser.

De væsentligste resultater er præsenteret i tabelform bagest i dette afsnit.

4.0.1 Vurderingsmetode

Udgangspunktet for vurderingen har været det koncept, som blev anvendt ved projektet Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer.

Som i PVC-projektet er der foretaget en vurdering af forholdene omkring råvareproduktion, emballageproduktion, anvendelse, genanvendelse og affaldsbortskaffelse.

Materialevurderingen tager udgangspunkt i de råvaremængder, der er nødvendige til fremstillingen af mælkeemballage til et års forbrug af mælk i 1 liters emballage (500 mill. liter mælk). Det vil for returflasker af polycarbonat sige, at kun det forbrug, der er nødvendigt for at vedligeholde retursystemet p.g.a. kassation og spild, er vurderet, mens det forbrug, der er nødvendigt til indkøring af retursystemet, ikke er opgjort.

Råvareproduktion	Ved råvareproduktion vurderes fremstillingen af papirmasse og plastgranulat. De indgående råvarer og fremstilling af disse ud fra basismaterialerne træ og råolie opgøres og vurderes. Ligeledes er energiforbruget og emissionerne beregnet ud fra basismaterialerne.
Emballageproduktion	Emballageproduktion er for papkartonens vedkommende fremstilling af papkartoner ud fra pap og hjælpestoffer. For plastflaskens vedkommende omfatter emballageproduktion fremstilling af flasker ud fra polycarbonatgranulat, kapsler af polyethylengranulat og etiketter af papir. Polyethylen er medtaget i vurderingen, da dette materiale anvendes til coating af karton og som kapsel til flaskerne. Polyethylen er beskrevet i de faser af livscyklus, hvor det indgår sammen med de to basismaterialer.
Anvendelse	Forbrug eller anvendelse omfatter tapning af mælk på emballagen og distribution. For plastflaskerne er rengøring også omfattet.
Genanvendelse	Mulighederne for genanvendelse er vurderet.
Bortskaffelse	Bortskaffelse af affald omfatter vurdering af forholdene ved affaldsforbrænding og deponering.

4.0.2 Begrænsninger og forudsætninger

Nærværende projekt er gennemført under vilkår, der sætter naturlige begrænsninger i forhold til en ideel materialevurdering. En mere uddybende forklaring på begrænsningerne findes i afsnit 1, men vil blive kort summeret i det følgende.

- Det er ikke vurderet, om de anvendte ressourcer er fornyelige eller ikke-fornyelige,
- Drivhuseffekt og nedbrydning af ozonlaget som følge af først og fremmest energiproduktion er ikke vurderet,
- Der er ikke foretaget en egentlig risikovurdering,
- Kun kvantiteten af ressourcen vand er vurderet, ikke om der er tale om drikkevand eller overfladevand,
- Energiforbruget er opgjort kvantitativt, men der er ikke taget hensyn til hvilke energikilder, der anvendes,

- Der er ikke skelnet mellem emissioner i Danmark og i udlandet,
- De hygiejniske forhold omkring mælkeemballager er ikke medtaget i vurderingen,
- Energiforbruget til nedkøling af mælk i detailledet og hos forbrugeren er ikke medtaget,
- Der er taget udgangspunkt i et "stabilt" system, og opbygningen af returflaskesystemet er således ikke medtaget i vurderingen,
- Det er forudsat, at 1% af flaskerne ikke returneres fra forbruger til mejeri, men bortskaffes som husholdningsaffald. Triptallet er ikke kendt, men forholdene for triptal på 30, 100 og 200 er vurderet.

Udeladelser

Det har været nødvendigt at foretage en række udeladelser på grund af manglende data, ligesom der er foretaget en række antagelser på baggrund af mangelfulde data. Dette gælder primært for polycarbonatflasken, der derved for eksempel kommer til at fremstå mindre energikrævende, end det faktisk er tilfældet. På samme måde vil de farvestoffer, råmaterialer og emissioner, der ikke er vurderet, "trække fra" i vurderingen af polycarbonats miljøvenlighed. Rent konkret drejer udeladelserne og antagelserne sig om:

- energiforbrug ved køling i detailled og hos forbruger,
- vurdering af de farvestoffer der anvendes til farvning af polycarbonat,
- råvarer til etiketter og slippasta samt energiforbrug til fremstilling,
- emissioner, der stammer fra etiketter og slippasta.

På grund af manglende data har betydningen af disse udeladelser og antagelser ikke kunnet vurderes.

Tid

Udgangspunktet for vurderingen har været DTI's erfaringer med materialevurderinger fra andre

projekter. I forhold til dette adskiller nærværende projekt sig på væsentlige punkter, idet projektet blev igangsat med meget kort varsel og i realiteten gennemført på 3 måneder. Der har derfor været meget kort tid til indsamling og vurdering af data, og dette kan medføre, at der er aspekter, der ikke er behandlet så grundigt, som man kunne ønske. Dette gælder for eksempel vurderingen af arbejdsmiljøet, der i denne rapport kun er summarisk.

Der skal tages hensyn til ovennævnte begrænsninger ved vurderingen af rækkevidden af rapportens konklusioner. Rapporten kan kun betragtes som foreløbig og er dermed ikke et endeligt beslutningsgrundlag for eller imod en emballagetype.

4.1 Råvareproduktion

Ved råvareproduktionen er fremstilling af karton og polyethylen til papkartoner sammenlignet med polycarbonat til flaskefremstilling og polyethylen til kapselfremstilling.

Råvarer, energi og emissioner er opgjort og omfatter fremstilling af basisprodukter, mellemprodukter og de egentlige råvareprodukter.

Transport fra råvareproducent til emballageproducent er medregnet i opgørelserne over energiforbrug og emissioner.

4.1.1 Ressourcer

Råvarer til kartonfremstilling

Til fremstilling af mælkekartoner skal der anvendes 12.500 ton karton og 1.750 ton polyethylen (LDPE).

Til fremstilling af karton anvendes træ, vand og en række kemikalier. Til fremstilling af polyethylen anvendes naturgas, vand og forskellige tilsætningsstoffer. Træ er en fornyelig ressource i modsætning til naturgas og olie (som er basis for polycarbonat).

Råvaremængderne til kartonfremstilling varierer meget afhængig af producent. Nedenstående data er gennemsnitstal.

Til fremstilling af 12.500 ton karton forbruges:

- træ 25-27.000 ton
- vand 0,84 - 1,29 x 10⁶ m³

pulpning:

- natriumhydroxid 100-200 ton
- calciumoxid 60-120 ton

blegning:

- chlor
- natriumhypochlorit 200 - 550 ton
- chlordioxid
- natriumhydroxid 500 - 600 ton

Til fremstilling af 1.750 ton polyethylen forbruges:

- vand 30 x 10³ m³
- naturgas 1.869 ton
- tilsætningsstoffer 61 ton
(ikke specificeret)

Råvarer til returflaskefremstilling

Plastflaskerne fremstilles af polycarbonat, og hertil anvendes phenol, acetone, phosgen, natriumhydroxid samt visse tilsætningsstoffer. Råvareforbruget ved fremstilling af polycarbonat er:

triptal = 30	1.516 ton
triptal = 100	700 ton
triptal = 200	525 ton

Råmaterialer til fremstilling af polycarbonat er vist i tabel 4.1.

Tabel 4.1 Råmaterialer til fremstilling af polycarbonat.

Triptal	30	100	200
Produceret mængde pr. år ton	1.516	700	525
Phenol, ton	1.122	518	389
Acetone, ton	346	160	120
Phosgen, ton	591	273	205
Natriumhydroxid, ton	478	221	160
vand, m ³	54.000	25.000	18.000

Kapslerne fremstilles af 1.300 ton polyethylen. Til fremstilling af polyethylen anvendes naturgas, vand og forskellige tilsætningsstoffer.

Til fremstilling af 1.300 ton polyethylen forbruges:

- vand (m³) 22.000
- naturgas (ton) 1.388
- tilsætningsstoffer (ton) 45,5
(ikke specificeret)

Til fremstilling af etiketter anvendes 350 ton papir og 250 ton trykfarve, som påsættes med 400 ton slip-pasta. Det forudsættes, at papiret fremstilles af de samme råvarer som angivet under kartonfremstilling. Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve og slip-pasta er ikke opgjort og vurderet.

Energiforbrug

I opgørelsen af energiforbrug er medregnet energi til fremstilling af råvarer, mellemprodukter og den egentlige produktion.

Energiforbruget til transport er opgjort ud fra antagelsen, at materialerne (incl. polyethylen) transporteres 900 km til forarbejdningssted.

Tabel 4.2 Energiforbrug ved råvareproduktion og transport fra produktion til forarbejdning.

enhed : GJ/år	papkarton	polycarbonatflasker
<u>Råvareproduktion</u>		
- karton	512.500	
- polycarbonat		
30 trip		162.212
100 trip		74.900
200 trip		56.175
- polyethylen	129.500	96.200
- etiketter*		14.350
<u>Transport</u> (incl. polyethylen)		
- karton	13.851	
- polycarbonat		
30 trip		3.709
100 trip		2.916
200 trip		2.746
<u>I alt</u>		
- karton	655.851	
- polycarbonat		
30 trip		276.471
100 trip		188.366
200 trip		169.471

* Energiforbruget til etiketter omfatter kun fremstilling af 350 ton papir. Energi til fremstilling af 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta er ikke medregnet, da disse data ikke kunne fremskaffes.

4.1.2 Emissioner

I det efterfølgende er vist de væsentligste emissioner fra produktion af karton, polycarbonat og polyethylen.

Karton

Ved papirfremstilling er der en væsentlig belastning af spildevandet med organisk materiale (BOD), som er svært nedbrydeligt (BOD/COD $\approx$ 0,25). Ved fremstilling af bleget papir kan spildevandet desuden indeholde organiske chlorerede forbindelser (herunder chlorphenoler og dioxiner).

Luftbårne emissioner vil stamme fra egen energiproduktion og kemikaliegenvinding og er ikke medtaget her.

Udledning af organisk materiale afhænger af den enkelte virksomhed; udledningen er op til 161 ton BOD og op til 584 ton COD fra en kartonproduktion på 12.500 ton. Udledning af chlorerede forbindelser er 25-56 ton med en faldende tendens. I det følgende foretages vurderingerne derfor ud fra en udledning på 25 ton chlorerede forbindelser (AOX). Mængden af dioxiner kan ikke opgøres.

Polycarbonat

Emissionen afhænger af den producerede mængde og dermed af triptallet. De data, der er anført i det efterfølgende, er for et triptal på 30 til 200 (de største tal er for et triptal på 30).

Procesaffald	200 - 400 ton
Nitrogenoxider	15 - 44 ton
Hydrocarboner	25 - 72 ton
Svovldioxid	19 - 56 ton
Chlor	1,8 - 5,4 ton
BOD ₅	0,5 - 1,5 ton

De væsentligste luftbårne emissioner er

- methylenchlorid,
- toluen,
- carbonhydrider,
- nitrogenoxider og
- carbonmonoxider

Methylenchlorid emitteres i væsentlige mængder, 1 - 2,7 tons. Stoffet formodes at være kræftfremkaldende og må regnes for en belastende faktor.

De øvrige luftbårne emissioner er mindre i mængde og/eller mindre miljøbelastende og vil derfor medføre en begrænset miljømæssig belastning.

De væsentligste vandbårne emissioner er phenol og methylenchlorid. Disse stoffer udledes i begrænsede mængder og vil medføre en meget begrænset miljømæssig belastning.

Det er i den hollandske undersøgelse anført, at der frembringes op til 50 ton kemisk procesaffald. Dette kan ikke sammenlignes med undersøgelsen fra MRI.

Polyethylen

Emissionerne fra produktion af polyethylen til karton og flasker er opgjort til:

	kapsler	karton
Nitrogen- oxider (ton)	44	68
Carbonhy- drider (ton)	44	68
Uopløselige stoffer (ton)	4,3	6,6
BOD ₅	3,0	4,6
Metalioner (kg) (ikke specificeret)	120	184

Etiketter

Råvareforbrug og emissioner fra etiketproduktion vil udgøre 2,8% af de opgjorte mængder for kartonproduktionen.

Emissioner fra produktion af trykfarve og slip-pasta har det ikke været muligt at opgøre.

Transport

Ved transport af karton og polyethylen fra råvareproducent til emballageproducent er emissionerne opgjort til:

- svovldioxid: 1,25 ton
- nitrogenoxider: 7,15 ton
- carbondioxid: 1.025,00 ton

Ved transport af polycarbonat og polyethylen fra råvareproducent til emballageproducent er emissionerne af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid opgjort til:

- svovldioxid: 0,25 - 0,33 ton
- nitrogenoxider: 1,42 - 1,19 ton
- carbondioxid: 203 - 274 ton

4.1.3 Vurdering

Råvarer

Til fremstilling af karton anvendes store mængder råvarer i forhold til fremstilling af polycarbonat; en meget stor del af disse råvarer, træ, er dog fornyelige ressourcer i modsætning til olie og naturgas, som polycarbonat og polyethylen er fremstillet ud fra.

Til kartonfremstillingen anvendes ca. 25.000 ton træ og 0,84 - 1,3 mio. m³ vand. Foruden træ og vand anvendes en række kemikalier; godt 300 ton uorganiske stoffer til pulpning og 200 - 550 ton chlorholdige forbindelser samt 500 - 600 natriumhydroxid til blegning.

Til polycarbonatfremstillingen anvendes ca. 2.500 ton organiske og uorganiske stoffer ved et triptal på 30. Dette svarer til, at mængden af disse stoffer vægtmæssigt er ca. 1,7 gange så stort som den fremstillede mængde polycarbonat.

Råvareforbruget til fremstilling af polyethylen til coatning af pap er 35% større end til fremstilling af kapsler.

Til fremstilling af etiketter til polycarbonatflasker anvendes 350 ton papir svarende til 2,8% af kartonmængden til papkartoner samt 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta. Der anvendes ca. 6 gange så meget trykfarve til etiketter som flexografifarve til papkartoner.

Vandforbruget til kartonproduktion er:

- karton: 0,84 - 1,29 mio. m³
- polyethylen: 30.000 m³

Vandforbruget til polycarbonatproduktion er:

- polycarbonat: (afhængigt af triptal)	20 - 54.000 m ³
- polyethylen:	22.100 m ³
- etiketter (papir):	36.400 m ³

Energi

Energiforbruget til fremstilling af karton og polyethylen til papkartoner er mere end dobbelt så stort som energiforbruget til fremstilling af polycarbonat, polyethylen og papir til flasker, kapsler og etiketter ved et triptal på 30. Ved et triptal på 200 vil energiforbruget være knap 4 gange større for kartonproduktionen.

Det højere energiforbrug kommer af, at der skal fremstilles ca. 10 gange så meget karton som polycarbonat.

Det skal bemærkes, at energiforbruget til transport af både karton og flasker fra råvareproducent til emballageproducent kun udgør 2-4% af det samlede energiforbrug ved råvareproduktionen.

Emissioner

Spildevandet fra kartonproduktionen indeholder store mængder organisk stof; det afhænger meget af den enkelte virksomhed, men belastningen er op til 161 ton BOD₅. Den organiske belastning fra polycarbonatfremstillingen er meget lille (0,5-1,5 ton BOD₅).

Med spildevandet fra produktion af bleget papir udledes endvidere chlorerede organiske forbindelser (blandt andet chlorphenoler og dioxiner) i en mængde på omkring 25 ton.

Fra polycarbonatfremstillingen fremkommer 200-400 ton affald, der stammer dels fra selve produktionen og dels fra oparbejdningen af råolie til mellemprodukter.

Der emitteres forskellige luftbårne stoffer fra polycarbonatfremstillingen. Den væsentligste belastning stammer fra emissioner af methylenchlorid, der er på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer, og i mindre grad fra toluen. Nitrogenoxider og hydrocarboner emitteres i mængder på 2-7 ton fra selve produktionen, og det vurderes, at disse emissioner har en begrænset miljømæssig belastning.

Fra produktionen af polyethylen emitteres nitrogenoxider og carbonhydrider. Spildevandet er belastet med organisk materiale og indeholder metaller. De samlede emissioner er 35% større ved fremstilling af plast til coatning end til kapselfremstilling.

Der kan ikke foretages en direkte sammenligning mellem emissionerne fra kartonfremstilling og polycarbonatproduktion. For kartonfremstillingen er der tale om store mængder organisk belastet spildevand, der kan indeholde chlorerede forbindelser, bl.a. chlorphenoler og dioxiner. Polycarbonatproduktionen er primært belastet af luftbårne emissioner af methylenchlorid, hydrocarboner og nitrogenoxider.

Emissionerne fra transport er ca. 4 gange større for karton end for polycarbonat.

4.2 Emballageproduktion

Ved forarbejdning sammenlignes fremstilling af plastflasker, kapsler og etiketter med fremstilling af papkartoner.

Plastflaskerne blæsestøbes og kapslerne sprøjtestøbes. Pap til papkartoner coates med polyethylen, trykkes og udskæres. Energi og emissioner er opgjort for disse processer.

Transport fra fremstillingssted til mejeri er medregnet i opgørelserne over energiforbrug og emissioner.

4.2.1 Ressourcer

Råvarer

Til fremstilling af 500 mio. papkartoner anvendes:

12.500 ton karton
1.750 ton polyethylen
38 ton trykfarve (flexofarve)

Til fremstilling af returflasker anvendes

Polycarbonat	
30 trip	1.516 ton
100 trip	700 ton
200 trip	525 ton

Polyethylen	1.300 ton
-------------	-----------

Etiketter	
papir	350 ton
trykfarve	250 ton

Til påsætning af etiketter anvendes 400 ton slip-pasta.

Energi

I opgørelsen, vist i tabel 4.3, er den energi, der medgår til coating af papkartoner og den energi, der medgår til forarbejdning af polycarbonat til flasker og polyethylen til kapsler, opgjort.

Energiforbruget til transport fra emballageproducent til mejeri er beregnet ud fra en transportafstand på 100 km. For transport af polycarbonatflasker vil der være tale om et væsentligt større energiforbrug, da flaskerne fylder meget i forhold til deres vægt og derfor kræver flere biler til transport.

Tabel 4.3 Energiforbrug ved emballageproduktion og transport til mejeri.

enhed : GJ/år	pap- karton	polycarbo- natflaske
<u>Forarbejdning</u>		
- karton	15.700	
- flasker og kapsler		
30 trip		31.821
100 trip		23.090
200 trip		21.218
<u>Transport</u>		
- karton	1.539	
- flasker og kapsler		
30 trip		2.060
100 trip		1.620
200 trip		1.525
<u>I alt</u>		
- karton	17.239	
- flasker og kapsler		
30 trip		33.881
100 trip		24.710
200 trip		22.743

4.2.2 Emissioner

Karton

Ved fremstilling af papkartoner vil der dannes støv fra opskæring og opløsningsmiddeldampe fra trykning. Den eksterne emission er ikke kendt, men antages at være af mindre betydning.

Polyethylen

Ved coatning af karton med polyethylen og bearbejdning af polyethylen til kapsler vil der kunne dannes forskellige carbonhydrider; det har ikke været muligt at opgøre arten eller mængden, men det vurderes at belastningen er af mindre betydning.

Polycarbonat

Ved fremstilling af polycarbonatflasker har man fundet en række organiske stoffer i arbejdsmiljøet: toluen, ethylbenzen, xylen, formaldehyd, acetaldehyd, acrolein, acetone, myresyre, eddikesyre, phenol, bisphenol A og aerosoler. Der foreligger ingen data om mængden af disse stoffer, eller om der er rensning af ventilationsluft med henblik på at begrænse den eksterne emission. Belastningen kan derfor ikke vurderes, men det skønnes, at den er af mindre betydning.

Etiketter

Emissioner fra fremstilling af etiketter har ikke kunnet vurderes på det foreliggende grundlag, - men da trykfarven ikke indeholder flygtige stoffer, antages det, at den miljømæssige belastning er af mindre betydning.

Transport

Ved transport af karton og polyethylen fra emballageproducent til mejeri er emissionerne opgjort til:

- svovldioxid: 139 kg
- nitrogenoxider: 794 kg
- carbondioxid: 114 ton

Ved transport af polycarbonat og polyethylen fra emballageproducent til mejeri er emissionerne opgjort til:

- svovldioxid: 136 - 186 kg
- nitrogenoxider: 785 - 1.065 kg
- carbondioxid: 113 - 153 ton

4.2.3 Vurdering

Råvarer

Der forarbejdes en mindre mængde råvarer ved fremstilling af polycarbonatflasker end ved anvendelse af papkartoner, da polycarbonatflasken er en returemballage i modsætning til papkartonen.

Energi

Energiforbruget ved fremstilling af flasker afhænger af triptallet og svarer til 130-200% af energiforbruget ved fremstilling af papkartoner.

Energiforbruget til transport af papkartonen er af samme størrelse som energiforbruget til transport af flasker.

Emissioner

Der kan udvikles en række carbonhydrider og andre stoffer ved bearbejdning af de to plasttyper, som kan give anledning til begrænsede arbejdsmiljøbelastninger i form af luftvejslidelser. Det vurderes dog, at dette forhold ikke har betydning for det eksterne miljø.

Ved forarbejdning vurderes det derfor, at der ikke er nogen forskel på emissionerne fra de to materialer, og at emissionen er af minimal betydning.

Emissionerne ved transport af papkartoner er af samme størrelse som emissionerne ved transport af flasker.

4.3 Anvendelse

Anvendelse omfatter tapning på mejeri og distribution af mælken. Vask af flasker før tapning samt påsætning af kapsler og etiketter er også medtaget. Desinfektion af flasker er ikke vurderet, - se afsnit 3.3.

Tapning og håndtering på mejeriet anses for ens for de to emballageformer og er derfor udeladt.

Ved anvendelse af papkartoner sker der en tapning på mejeri og derefter distribution til butik. Transport fra butik til forbruger er ikke medregnet.

Efter anvendelse behandles kartonerne som hus-

holdningsaffald; - transport til affaldsbehandlingsanlæg er medtaget.

Ved anvendelse af polycarbonatflasker sker der en rensning og en tapning på mejeri; derefter distribueres mælken. Transport fra butik til forbruger er ikke medregnet.

Hos forbrugeren er en skylning af flasker medtaget. Det er forudsat, at flaskerne skylles i koldt vand, da det antages, at forbrugerne er energibevidste.

Det forudsættes, at 99% flasker med etiketter samt 70% kapsler returneres. På mejeri sker der en vask af returnerede flasker. Returtransport er også medtaget.

Den del polycarbonatflasker og kapsler, der ikke returneres til mejeri, forudsættes behandlet som husholdningsaffald; - transport til affaldsbehandlingsanlæg er medtaget.

4.3.1 Ressourcer

Råvarer

Ved anvendelse af polycarbonatflasker er der et råvareforbrug ved vask af flaskerne. Hertil anvendes:

- vand:	210.000 m ³
- natriumhydroxid:	200 ton
- svovlsyre:	50-200 ton

En mulig desinfektion med chlor er ikke vurderet pga. manglende data.

Derudover anvendes etiketter, trykfarve og slip-pasta, (ialt 1.000 ton) til 500 mio. flasker samt kapsler (1.300 ton).

Vandforbruget til skylning af flasker ved forbrugeren er 125.000 m³ koldt vand.

Da papkartoner ikke skylles er der i denne sammenligning ikke angivet noget råvareforbrug for denne emballageform.

Energi

Der anvendes energi til opvarmning af vand til vask af flasker på mejeri og til transport.

I tabel 4.4 er der anført energiforbruget til vask og transport af selve emballagen. Energiforbruget, der anvendes til transport af 500 mio. liter mælk excl. emballage, er 342.000 GJ.

Tabel 4.4 Energiforbrug ved vask af polycarbonatflasker og ved transport af emballage.

enhed : GJ/år	papkarton	polycarbonatflaske
<u>Rensning af flasker</u>		61.740
<u>Transport fra mejeri til butik</u>	9.747	25.510
<u>Transport efter forbrug, retur og bortskaffelse</u>		
- papkarton	215	
- flaske		
30 trip		27.729
100 trip		25.964
200 trip		25.586
<u>I alt</u>		
- papkarton	9.962	
- flaske		
30 trip		114.979
100 trip		113.214
200 trip		112.836

En mulig desinfektion af flasker med varme udgør 2% af energiforbruget ved rensning. Dette er ikke medtaget i energiopgørelsen.

4.3.2 Emissioner

Ved vask af flasker belastes spildevandet med organisk materiale. Belastningen fra mælkerester svarer til 2.100 ton BOD₅. Denne organiske belastning består af stoffer, som er letnedbrydelige. Dertil kommer en organisk belastning fra rester af slip-pasta fra etiketter - dette bidrag har ikke kunnet bestemmes.

Etiketter vaskes af flaskerne, frafiltreres og bortskaffes med dagrenovationen. Affaldet svarer til 350 ton papir og 250 ton trykfarve.

Emissioner fra en eventuel desinfektion med chlor er ikke foretaget p.g.a. manglende data. Vælges en desinfektion med varme vil der være minimale emissioner fra det øgede energibehov.

Emissioner fra distribution af polycarbonatflasker incl. returnering til mejeri og bortskaffelse er opgjort til:

- svovldioxid: 4,6 - 4,8 ton
- nitrogenoxider: 26,4 - 27,5 ton
- carbondioxid: 3.783 - 3.942 ton

Emissionerne fra distribution af papkartoner incl. bortskaffelse er opgjort til:

- svovldioxid : 0,90 ton
- nitrogenoxider: 5,14 ton
- carbondioxid: 737 ton

4.3.3. Vurdering

Råvarer

Anvendelsen af polycarbonatflasker medfører et stort forbrug af vand (335.000 m³) og rensemidler ved rensningen.

Energi

Ved vask af flasker på mejeri er der et energiforbrug på ca 62.000 GJ.

Energiforbruget ved transport af flasker er ca. 5 gange større end energiforbruget ved transport af papkartoner. Energiforbruget er større dels fordi flaskerne vejer mere end kartonerne, dels fordi flaskerne returneres.

Emissioner

Ved skylning af flasker vil spildevandet indeholde mælkerester og rester fra slip-pasta, der medfører en belastning af spildevandet. Spildevandets indhold af mælkerester er letnedbrydeligt, mens nedbrydeligheden og mængden af slip-pasta ikke kan vurderes. Spildevandet fremkommer både hos forbruger og på mejerierne.

Emissioner af svovldioxid, nitrogenoxider og carbondioxid fra distribution er 5 gange større for polycarbonatflasker end for papkartoner.

4.4 Genanvendelse

I nærværende vurdering er der ikke medtaget

muligheder for genanvendelse af papkartoner. En nyere, upubliceret undersøgelse af Tom Andersen, Dansk Teknologisk Institut, peger dog på, at det måske vil være muligt at indføre et pantsystem for mælkekartoner med henblik på indsamling og genanvendelse.

For polycarbonatflasker vurderes det, at der er en reel mulighed for genanvendelse af de flasker, der kasseres på mejerierne pga. slid mv.

Regenereret polycarbonat har materialets oprindelige styrke og andre egenskaber, og det er konkurrencedygtigt på pris. Genanvendelse vil kunne ske udlandet (Bayer), men det vides ikke om det kan ske i Danmark.

Det forventes, at en væsentlig del af kapslerne returneres til mejeriet, hvorefter de kan sendes videre til genanvendelse. Oparbejdning af polyethylen sker i Danmark.

4.4.1 Ressourcer

Den mængde plast, der kan genanvendes, er opgjort til:

- polycarbonat:
 - 30 trip 1.167 ton
 - 100 trip 350 ton
 - 200 trip 175 ton
- polyethylen: 910 ton

Oparbejdning af de to materialer kan ikke vurderes med hensyn til råvareforbrug og energi, da der ikke har kunnet skaffes detaljerede oplysninger om processerne.

4.4.2 Emissioner

Princippet for en oparbejdning vil formentlig være:

- sønderdeling,
- vask,
- ekstrudering/granulering

Fra sønderdeling vil der eventuelt forekomme plaststøv. Fra vask af materialet vil der komme spildevand, og fra ekstruderingen vil der kunne afgives forskellige carbonhydrider og andre stoffer. Størrelsen af de enkelte emissioner er ikke kendt, men antages at være begrænsede.

4.4.3 Vurdering

Det vurderes, at oparbejdningen af polycarbonat og polyethylen kun medfører marginale miljøbelastninger.

4.5 Affald

Efter brug vil papkartonerne bortskaffes sammen med andet husholdningsaffald. Det forudsættes at 70% af kartonerne, svarende til 9.975 ton, brændes i affaldsforbrændingsanlæg (Miljøministeriets strategioplæg "Affald 2000").

Ca. 1% af flaskerne og ca. 30% af kapslerne vil findes i husholdningsaffaldet, hvoraf det forudsættes at 70% forbrændes, svarende til 518 ton. Det forudsættes ligeledes, at 70% af mængden af etiketaffald fra flaskerensningen forbrændes (papir 245 ton).

Det, der ikke forbrændes, antages deponeret.

Energiudviklingen er opgjort, og emissionerne er vurderet.

4.5.1 Ressourcer

Ved affaldsforbrænding vil papkartonerne udgøre en vis mængde af affaldet i form af pap og polyethylen. Energiudviklingen fra 70% af affaldet er opgjort til:

Pap:		
8.750 ton x 13 GJ	=	113.750 GJ
Polyethylen:		
1.225 ton x 43 GJ	=	52.675 GJ
I alt	=	166.425 GJ

For polycarbonatflaskerne vil affaldet i form af polycarbonat udgøre 350 ton, polyethylen 390 ton og 350 ton papir fra etiketter (mængden af trykfarve er ikke medregnet). Energiudviklingen fra 70% af affaldet er opgjort til:

Polycarbonat:		
245 ton x 29 GJ	=	7.203 GJ
Polyethylen:		
273 ton x 43 GJ	=	11.739 GJ
Papir:		
245 ton x 13 GJ	=	3.185 GJ
I alt	=	22.127 GJ

Med en udnyttelsesgrad på 60% vil energiudbyttet fra de to materialer være:

Papkartoner: 99.855 GJ

Polycarbonatflasker: 13.300 GJ

Den mængde papkartoner, der forbrændes, udgør 1-2% af den brændbare fraktion i husholdningsaffald. Den mængde karton, der fjernes fra affaldet ved en eventuel overgang fra papkartoner til polycarbonatflasker, vil derfor uden problemer kunne erstattes af andet brændbart materiale på forbrændingsanlæggene.

4.5.2 Emissioner

Afbrænding af papkartoner vil give anledning til emission af chlor, men i mængder der ligger under gennemsnittet for afbrænding af andet husholdningsaffald.

Ved forbrænding af polyethylen vil der dannes carbonmonoxid, sod og polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH) i mindre omfang. Det samme vurderes at være gældende for polycarbonat.

4.5.3 Vurdering

Energi

Energiudviklingen ved afbrænding af papkartoner er 7,5 gange større end ved afbrænding af polycarbonatflasker. Årsagen hertil er den meget større mængde papkartoner, og at energiindholdet i de forskellige materialer er forskelligt.

Emissioner

Det vurderes, at der ikke er væsentlig forskel på den miljømæssige belastning fra emissionerne ved afbrænding af de to emballagetyper, selvom mængden af affald fra papkartoner er større end mængden fra flasker.

4.6 Sammenfatning

Dette afsnit indeholder en sammenfatning af forholdene omkring

- råvareforbrug,
- energiforbrug og
- emissioner.

For hver af de tre parametre er der opstillet en tabel eller oversigt, der indeholder en sammenligning af de to emballageformer, og til

denne er der knyttet en række kommentarer.

De generelle forudsætninger for vurderingerne er summeret i begyndelsen af afsnit 4. De øvrige forudsætninger for papkartonen er anført først i afsnit 2 og for polycarbonatflasken først i afsnit 3.

4.6.1 Råvareforbrug

I den efterfølgende oversigt er råvareforbruget sammenlignet for de to emballagetyper.

Oversigt over råvareforbrug

	<u>Papkarton</u>	<u>Polycarbonatflaske</u>
Produktion	12.500 ton karton. Træ 25-27.000 ton. 900-1.450 ton kemikalier, - heraf 200-550 tons chlorforbindelser. Vandforbrug 0,84-1,3 mio. m³. 1.750 ton polyethylen, fremstilles ud fra 1.900 ton naturgas, 30.000 m³ vand og 61 ton tilsæt- ningstoffer.	Polycarbonatforbrug: 30 trip: 1.516 ton, 100 trip: 700 ton, 200 trip: 525 ton. Phenol, acetone, phosgen og natriumhydroxid indgår direkte i processen. Den samlede anvendte mængde af disse stoffer er 1,7 gange så stor som den fremstillede mængde poly- carbonat, d.v.s. 30 trip: 2.500 ton, 100 trip: 1.200 ton, 200 trip: 900 ton. Vandforbrug 54.000 m³ for et triptal på 30. Der indgår andre kemika- lier som hjælpestoffer. 1.300 ton polyethylen, fremstilles ud fra 1.400 ton naturgas, 22.100 m³ vand og 46 ton tilsæt- ningsstoffer. Råvarer til fremstilling af etiketter af 350 ton papir, 250 ton trykfarve og 400 ton slip-pasta.
Forarbejdning	Trykfarve, ca. 40 tons	Ingen.
Anvendelse	Intet råvareforbrug ved tapning af kartoner.	Der anvendes 335.000 m ³ vand og 200 ton natrium- hydroxid til flaskevask. Der anvendes 50-200 ton svovlsyre til neutrali- sering af spildevand.
Genanvendelse	Ingen muligheder i øje- blikket.	Der anvendes vand og evt. andre råvarer til op- arbejdning af plast. Mængden af regenereret plast er opgjort til: polycarbonat: 30 trip: 1.167 ton, 100 trip: 350 ton, 200 trip: 175 ton. Polyethylen: 910 ton
Bortskaffelse	Intet råvareforbrug ved forbrænding.	Intet råvareforbrug ved forbrænding.

Kommentarer til oversigten

Råvareproduktion	Til produktion af polycarbonat anvendes 1.000- 2.500 ton råvarer i form af kemikalier, mens forbruget ved kartonfremstilling er ca. 25.000 ton træ og 900-1.450 ton kemikalier, heraf 200- 550 ton chlorerede forbindelser. Træ er en fornyelig ressource, mens kemikalierne er frem-
------------------	---

stillet ud fra ikke-fornyelige ressourcer: olie, naturgas og andet, der ikke kan specificeres. Råvareforbruget for de to emballagetyper er derfor vanskeligt at sammenligne.

Til produktion af papkartoner anvendes 0.84-1,3 mio. m³ vand. Vandforbruget til fremstilling af polycarbonat er 54.000 m³ eller mindre, svarende til højst 6,5% af vandforbruget ved kartonproduktionen.

Til produktion af polyethylen til coatning anvendes 30% mere vand, naturgas og tilsætningsstoffer end til fremstilling af polyethylen til kapsler.

Til fremstilling af etiketter anvendes en pærmængde svarende til 2,8% af den mængde, der anvendes til kartonfremstilling. Dette svarer til et vandforbrug på 36.000 m³, et forbrug af træ på 700 ton og et kemikalieforbrug på ca. 30 ton. Dertil kommer råvarer til fremstilling af trykfarve og slip-pasta.

Forarbejdning

Ved forarbejdning anvendes trykfarve til papkartoner og igen råvarer til flaskerne.

Anvendelse

Ved vask af flasker er der et vandforbrug på 335.000 m³, som ca. udgør 30% af den vandmængde, der anvendes ved kartonfremstilling. En eventuel desinfektion med chlor er ikke vurderet.

Genanvendelse

En væsentlig del af den kasserede plast fra flasker og kapsler kan oparbejdes og anvendes som råvarer til andre formål.

Det antages, at de, flasker der kasseres på mejerierne genanvendes; for et triptal på 30 svarer dette til ca. 75% af den råvaremængde, der er anvendt til flasker. For polyethylen til kapsler oparbejdes der 70%.

Til genanvendelsen anvendes vand; denne mængde er ikke opgjort.

For papkartoner kan en pantordning komme på tale i fremtiden, hvorved mulighederne for genanvendelse øges.

Bortskaffelse

Hertil anvendes ikke råvarer.

4.6.2 Energiforbrug

I tabel 4.5 er energiforbruget ved de enkelte trin opgjort. De anførte energimængder omfatter procesenergi. Ved råvarepro-

duktion er energiindholdet i råvarerne medregnet. Den energi, der anvendes til transport, er anført særskilt.

Tabel 4.5 Energiforbrug ved polycarbonatflasker og ved papkartoner.

Proces enhed: GJ	Papkarton	Polycarbonatflaske		
		30 trip	100 trip	200 trip
Råvareproduktion	642.000	272.762	185.450	166.725
Emballageproduktion	15.700	31.821	23.090	21.218
Anvendelse (vask)	0	61.740	61.740	61.740
Genanvendelse	0	(?)	(?)	(?)
Affald	-99.855	-13.300	-13.300	-13.300
Transport, i alt	25.352	59.008	56.010	55.367
Ialt	583.197	412.031	312.990	291.750
Transport i % af samlet energiforbrug	4,3%	14%	18%	19%

Kommentarer til tabellen

Råvareproduktion

Energiforbruget ved produktion af råmaterialer til polycarbonatflasker udgør 43% af energiforbruget ved produktion af råvarer til mælkekartoner ved et triptal på 30, mens der ved triptal 200 ses et energiforbrug, der for produktionsfasens vedkommende udgør 26%.

Emballageproduktion

Energiforbruget ved forarbejdning af polycarbonat udgør, afhængigt af triptal, 130-200% af energiforbruget ved forarbejdning af kartoner.

Anvendelse

Ved anvendelse forbruges energi til vask af flasker på mejeri. Dette energiforbrug svarer til ca. 10% af den energimængde, der forbruges ved produktion af karton.

Ved en eventuel desinfektion af flasker med varme øges energiforbruget til vask af flasker med 2%.

Genanvendelse

Energiforbruget ved genanvendelse af polycarbonat kan ikke opgøres. Den energi, der spares ved at anvende regenereret materiale, er formentlig over 50% af energiforbruget ved råvareproduktion. Det skal bemærkes at regenereret polycarbonat formentlig ikke kan anvendes til levnedsmiddellemballage, men må anvendes til andre produkter.

Affald

Ved forbrænding af flasker udvikles en energimængde, der er ca. 16% af den energimængde, der udvikles ved forbrænding af kartoner pga. mængdeforskelle og forskelle i energiindhold i de enkelte materialer.

Andet brændbart materiale fra husholdningsaffaldet vil dog uden problemer kunne erstatte papkartoner. Papkartonerne udgør 1-2% af den samlede mængde brændbart affald.

Transport

Den energi, der anvendes til transport af polycarbonatflasker, er 200 til 450% større end den energi, der anvendes til transport af papkartoner.

I alt

Det samlede energiforbrug ved anvendelse af polycarbonatflasker udgør 70% af energiforbruget for papkartoner ved et triptal på 30. Ved et triptal på 200 er energiforbruget for polycarbonat 50% af energiforbruget for papkartoner.

4.6.3 Emissioner

I nedenstående oversigt er de væsentligste emissioner opstillet for de to emballagetyper. Der gøres opmærksom på, at emissionerne ikke umiddelbart kan sammenlignes, hverken kvalitativt eller kvantitativt.

	<u>Papkarton</u>	<u>Plastflaske</u>
Produktion	Spildevand med organisk materiale (BOD op til 161 og COD op til 584 ton), chlorerede forbindelser, herunder chlorphenoler og dioxiner. Polyethylen: nitrogenoxider, carbonhydrider, organisk belastet spildevand (BOD 4,6 ton) indeholdende metaller.	Luftbårne emissioner i form af methylenchlorid 1-2,7 ton. Dertil kommer toluen, andre hydrocarboner, chlor og nitrogenoxider. Samme typer, ca. 75% i mængde.
Forarbejdning	Begrænset luftbåren emission af hydrocarboner og andre stoffer.	Begrænset luftbåren emission af hydrocarboner og andre stoffer.
Anvendelse	Ingen emissioner.	Organisk belastet spildevand fra flaskerensning. BOD fra mælkerester 2.100 ton samt et væsentligt bidrag fra etiketter (ikke opgjort).
Genanvendelse	Ingen muligheder i øjeblikket.	Mulighed for emission af plaststøv, organisk belastet spildevand og gasser fra ekstrudering. Vurderes at være meget begrænset.
Bortskaffelse	Affaldsmængde: 14.250 ton karton incl. coating. Ingen væsentlige miljøbelastninger. Fra polyethylen polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH) i mindre omfang.	Affaldsmængde : 1.300 ton polycarbonat, kapsler og etiketter. Ingen væsentlige miljøbelastninger. Polycycliske aromatiske hydrocarboner i mindre omfang.
Transport ialt	Svovldioxid 2,28 ton, nitrogenoxider 13,1 ton og carbondioxid 1.876 ton.	Svovldioxid 5,32 ton, nitrogenoxider 29,8 ton og carbondioxid 4.369 ton for et triptal på 30.

Kommentarer til oversigten

Produktion	Ved produktion af karton må spildevand med organisk materiale (op til 161 ton BOD og op til 584 ton COD) på grund af sit indhold af chlorerede forbindelser (indeholdende chlorphenoler og dioxiner) fra kartonfremstilling anses for en ikke acceptabel miljøbelastning. Chlorphenoler anses for at have kroniske effekter på organismer i det akvatiske miljø; dioxiner er persistente og stærkt toksiske. Den luftbårne emission fra polycarbonatfremstillingen i form af methylenchlorid udgør
------------	---

ligeledes en uacceptabel miljøbelastning på grund af den kræftfremkaldende affekt af stoffet. Emissionen af mindre mængder af andre luftbårne stoffer, hydrocarboner og nitrogener fra fremstillingen af polycarbonat vurderes at medføre en mindre miljøbelastning.

Forarbejdning

Der er en meget begrænset miljøbelastning fra begge emballageformer.

Anvendelse

Fra flaskeskylning vil der fremkomme organisk belastet spildevand i et vist omfang, 2.100 ton BOD₅ fra mælkerester og et ikke specificeret bidrag fra etiketter. Emissionen anses ikke for at være en væsentlig miljøbelastning, da den er letnedbrydelig.

Emissionerne fra en eventuel desinfektion af flaskerne med chlor er ikke vurderet.

Genanvendelse

Ved genanvendelse af polycarbonatflasker anses belastningen at være begrænset.

Bortskaffelse

Ved forbrænding anses belastningerne at være begrænsede og på samme niveau.

Transport

Emissionerne fra den samlede transport er 2 til 3 gange større for polycarbonatflasker end for papkartoner.

4.7 Konklusion

Under forudsætning af, at der ikke er vurderet udvinding af råmaterialer, arbejdsmiljøet kun er medtaget i beskedent omfang, og at der i øvrigt er en række begrænsninger i datagrundlaget, kan følgende konklusioner drages.

Råvareforbrug

Returflasker af polycarbonat virker som et lidt bedre alternativ end papkartoner med hensyn til forbrug af råvarer.

Fordi:

- Genanvendelsesmulighederne for polycarbonatflasker virker bedre, idet plast fra flasker og kapsler kan genvindes og anvendes til andre formål. Der er dog tekniske muligheder for genanvendelse af papkartoner, men et acceptabelt genanvendelsessystem findes ikke i øjeblikket.

- Der skal anvendes cirka 3 gange så meget vand til fremstilling af papkartoner, som der skal

anvendes til polycarbonatflasker i hele deres livscyklus.

- Der anvendes mindre polyethylen til flasker end til papkartoner.

Idet dog:

- Mængden af kemikalier fremstillet af ikke-fornyelige ressourcer er af samme størrelse for de to emballageformer eller større for polycarbonatflasken, afhængig af triptallet.

- Til fremstilling af karton anvendes fornyelige ressourcer, træ.

Energiforbrug

Returflasker af polycarbonat er et bedre alternativ end papkartoner med hensyn til forbrug af energi.

Fordi:

- Det samlede energiforbrug ved polycarbonatflasker er mindre end energiforbruget ved papkartoner. Besparelsen er 30% årligt ved et triptal på 30, og 50% ved et triptal på 200.

- Energiforbruget ved produktion af råvarer er 2 til 4 gange større for papkartoner end for flasker.

Idet dog:

- Energiforbruget ved distribution og vask af flasker er 10-12 gange større for flasker end for papkartoner, men udgør dog kun 20% af energiforbruget ved produktion af råvarer til karton.

- Energiudnyttelsen ved forbrænding af papkartoner er 7,5 gange større end ved forbrænding af flasker.

Emissioner

Det kan ikke klart angives, om den ene emballageform er bedre end den anden med hensyn til emissioner.

- Spildevand fra produktion af karton fremkommer i stor mængde og indeholder meget belastende stoffer som chlorphenoler og dioxiner. Der vil således, foruden den generelle belastning af vandmiljøet med iltforbrugende spildevand, også være tale om kroniske og stærkt toksiske effekter på akvatiske organismer.

- Luftbårne emissioner fra produktion af polycarbonat indeholder meget belastende stoffer, især methylenchlorid. Dette stof er optaget på

Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer.

- Emissionerne ved forbrænding af papkartoner er større end ved flasker, men udgør ikke en miljøbelastning af betydning.
- Mængden af affald, der forbrændes, fra anvendelse af flasker er små i forhold til kartoner.
- Emissionerne ved transport af flasker er dobbelt så store som ved papkartoner.
- Produktionsaffald fra de to emballageformer kan ikke sammenlignes.

Samlet vurdering

Returemballage fremstillet af polycarbonat vil være et bedre alternativ end engangsemballage i form af papkartoner med hensyn til energiforbrug. Der vil tilsyneladende også være en forbedring med hensyn til råvareforbruget, men en stor del af denne forbedring relaterer sig til fornyelige ressourcer.

Det har ikke været muligt at udpege klare forskelle mellem miljøbelastningerne fra de to emballageformer. Emissionerne fremkommer i det væsentligste fra produktionen af råvarer. Det er ikke muligt at vurdere, om organisk belastet spildevand indeholdende chlorerede forbindelser fra kartonproduktionen er mere belastende end luftbårne emissioner indeholdende methylenchlorid, hydrocarboner og nitrogenoxider fra polycarbonatproduktionen.

Som grundlag for vurderingen er anvendt de nyeste tilgængelige data, hvoraf nogle dog er mere end 10 år gamle. Data af en bedre kvalitet har det ikke været muligt at indhente fra industrien eller fra den anvendte litteratur inden for tidsrammerne af dette projekt.

Livscyklustrin	Råvare	Plastflaske 30 trip	Plastflaske 100 trip	Plastflaske 200 trip
Fremstilling af polycarbonat		1.516 ton	518 ton	389 ton
	Phenol	1.122 ton	518 ton	389 ton
	Acetone	346 ton	160 ton	120 ton
	Phosgen	591 ton	273 ton	205 ton
	NaOH	478 ton	221 ton	160 ton
	Vand	$54 \times 10^3 \text{ m}^3$	$25 \times 10^3 \text{ m}^3$	$18 \times 10^3 \text{ m}^3$
Fremstilling af polyethylen (1300 tons)	Vand		$22 \times 10^3 \text{ m}^3$	
	Naturgas		1.388 ton	
	Additiver		45,5 ton	
Fremstilling af papir (etiketter) (350 tons)	Træ		700-756 ton	
	Vand (m^3)		$24-36 \times 10^3$	
pulpning	NaOH		2,8-5,6 ton	
	CaO		1,7-3,4 ton	
	Na_2SO_4		2,8-5,6 ton	
blegning	Chlorforbindelser		5,6-14 ton	
	NaOH		14-15,6 ton	
papirfremst.	Additiver		?	
Trykfarve	?		250 ton	
Slippasta	?		400 ton	
Vask af flasker	Vand (m^3)		335×10^3	
	NaOH		200 ton	
	H_2SO_4		50-200 ton	
	Desinfektionsmidler		?	
Genanvendelse	Vand		?	

Råvareforbrug ved fremstilling af polycarbonatflasker til emballering af 500 millioner liter mælk i 1-liters mælkekartoner. Forbruget er angivet for de enkelte faser i livscyklus og for de enkelte materialer. Tal er angivet for triptal på 30, 100 og 200.

Livscyklustrin	Råvare	Mængde
Kartonfremstilling (12.500 tons)	Træ	25 - 27.000 ton
	Vand (m ³)	0,84 - 1,29 x 10 ⁶
Pulpning	Natriumhydroxid	100 - 200 ton
	Calciumoxid	60 - 120 ton
	Natriumsulfat	100-200 ton
Blegning	Chlor + Natriumhypochlorit + Chlordioxid, ialt	200 - 500 ton
	Natriumhydroxid	500 - 600 ton
Papirfremst.	Additiver	?
Polyethylenproduk- tion (1.750 tons)	Vand (m ³)	30 x 10 ³
	Naturgas	1.869 ton
	Tilsætningsstoffer (ikke specificeret)	61 ton
Produktion af emballage	Trykfarve (flexo)	38 ton

Råvareforbrug ved fremstilling af mælkekartoner til emballering af 500 mill. liter mælk i 1-liters kartoner. Råvarerforbruget er delt op i den enkelte fase af livscyklus og på de enkelte materialer.

Energiforbrug GJ/år	Papkarton	PC-flaske 30 trip	PC-flaske 100 trip	PC-flaske 200 trip
Produktion af råvarer				
- Karton	512.500	14.350	14.350	14.350
- Polycarbonat		162.212	74.900	56.175
- Polyethylen	129.500	96.200	96.200	96.200
Forarbejdning	15.700	31.821	23.090	21.218
Forbrug (Flaske-rensning)		61.740	61.740	61.740
Transport				
- Råvarer	13.851	3.709	2.916	2.746
- Mellemprodukter	1.539	2.060	1.620	1.525
- mejeri -> butik	9.747	25.510	25.510	25.510
- efter forbrug	215	27.729	25.964	25.586
Affaldsforbrænding (udnyttelsesgrad = 60%)	-99.855	-13.300	-13.300	-13.300
IALT	583.197	412.031	312.990	291.750

Energiforbruget ved fremstilling af mælkeemballage til 500 millioner liter mælk i 1-liters emballage. Beregningen er foretaget for papkartoner og mælkeflasker af polycarbonat med et triptal på 30, 100 og 200.

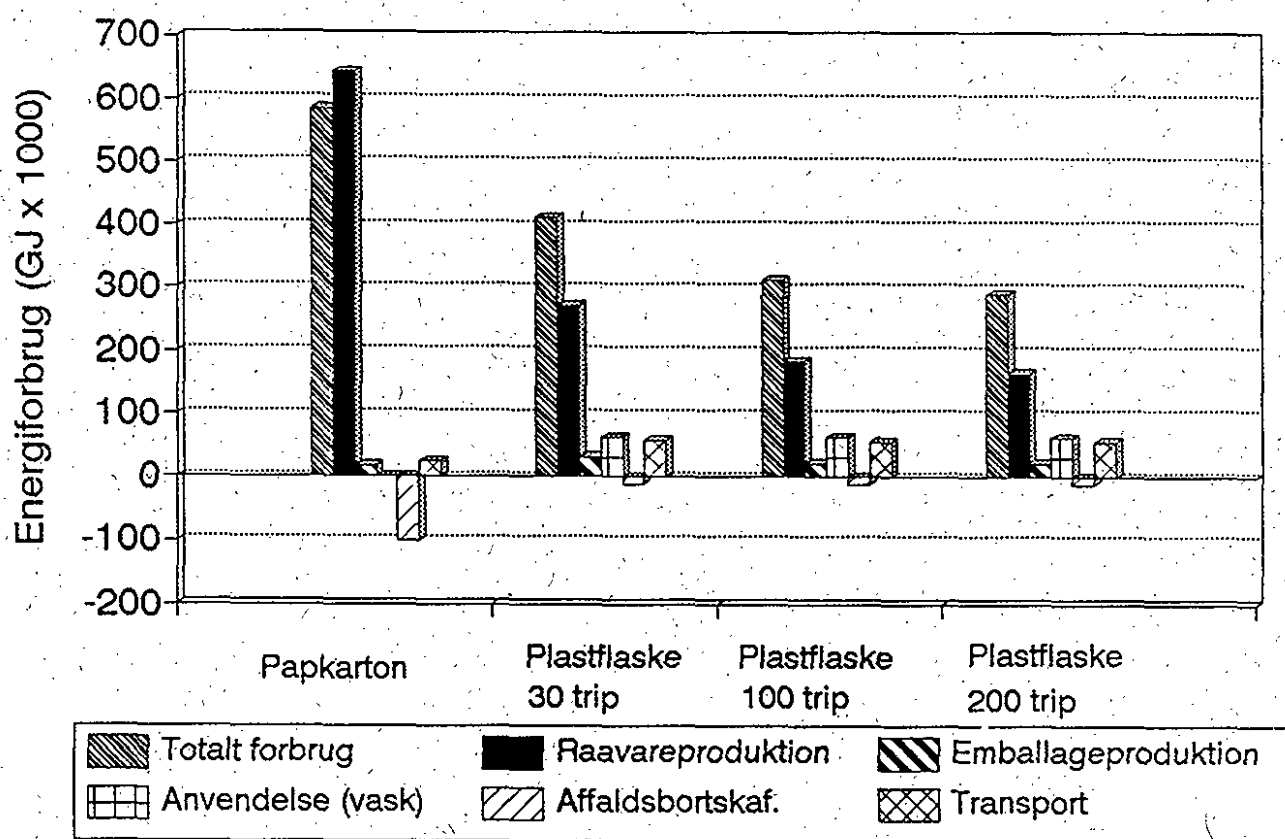
Livscyklusstrin	Emission	Papkarton	PC-flaske 30 trip	PC-flaske 100 trip	PC-flaske 200 trip
Fremstilling af papir/pap	Organisk materiale - BOD * - COD * Chlorede forbindelser (AOX)	161 ton 584 ton 25 ton	4,5 ton 16,4 ton 0,7 ton	4,5 ton 16,4 ton 0,7 ton	4,5 ton 16,4 ton 0,7 ton
Fremstilling af polycarbonat	Methylchlorid BOD Procesaffald		2,7 ton 1,5 ton 352 ton	0,93 ton 0,6 ton 143 ton	0,7 ton 0,5 ton 122 ton
Fremstilling af polyethylen	BOD Procesaffald	4,6 ton 103 ton	3,0 ton 77 ton	3,0 ton 77 ton	3,0 ton 77 ton
Vask	BOD ** Bidrag fra etiketter		2.100 ton ?	2.100 ton ?	2.100 ton ?
Transport (samlet)	SO ₂ (ton) NO _x (ton) CO ₂ (ton)	34,3 195,1 27893,0	36,1 207,3 29469,0	35,8 205,8 29277,0	35,7 205,4 28229,0

*: Tallene vedrørende udledninger med spildevand fra papirproduktion varierer meget. De angivne tal stammer fra Sundström, 1990.

** : COD er ikke oplyst, men BOD/COD = 0,7 for rent mælk. Denne emission må derfor regnes som letnedbrydelig.

De vigtigste emissioner fra materialerne papir, polyethylen og polycarbonat i forbindelse med distribution af 500 millioner liter mælk. For en komplet oversigt over emissioner henvises til afsnit 2 og afsnit 3 i rapporten.

Sammenligning af energiforbrug for papkartoner og plastflasker



Emballageenheder**Mælkeforbrug.**

I følge Danmarks Statistik var mælkeforbruget i Danmark i 1988 følgende:

Forbrug af sød- og letmælk	526.000 ton
Forbrug af kærne- og skummetmælk	<u>105.000 ton</u>
Ialt	631.000 ton
	=====

Fra Miljøprojekt nr. 88 angives det, at ca. 80 % forhandles på 1-liters emballage.

Det samlede mælkeforbrug af 1-liters emballage vil derfor være

$$631.000.000 \times 80 \% = 504.800.000 \text{ stk.}$$

Mælkeforbruget har i følge Danmarks Statistik været svagt faldende fra 1986 til 1988. I det følgende regnes derfor med et flaskebehov på 500 mill. pr. år.

Fra Mejerikontoret oplyses det, at der i 1989 er distribueret:

552.370 tons sød-, let-, skummet- og kærnemælk (personlig oplysning, Erik Have 25/7-90).

Fra MD-Food er det oplyst, at ca. 10% af den distribuerede mælk emballeres i 1/2 og 1/4 liter, - resten i 1 liter (personlig oplysning, Kaj Jacobsen, 25/7-90). 90% af 552.370 ton svarer til ca. 500 mill. flasker og stemmer derfor med oplysningerne fra Danmarks Statistik.

Triptal og returprocent.

Triptal og returprocent vil være bestemmende for mængden af nye flasker, der skal tilføres systemet pr. år.

I de følgende beregninger er der anvendt triptal på 30, 100 og 200. I litteraturen er angivet en række forskellige triptal og det har efter Miljøstyrelsen skøn ikke været muligt at

lægge sig fast på en bestemt størrelse på det nuværende grundlag. Efter et eventuelt forsøg herhjemme vil en mere præcis vurdering af triptallet formentlig være mulig.

Returprocenten vil være bestemt af retursystemets opbygning og størrelsen af den pant, der pålægges. Det forventes, at returprocenten vil ligge meget tæt på 100%. ØKOconsult har i notat af 89.10.18 til Miljestyrelsen vedr. økonomiberegninger for Holmia's returmælkeflaske antaget en returprocent på 99. Det kan forventes at returprocenten i den første periode efter indførelse af plastflasken vil være lavere (Holmia, personlig kommunikation, 90.08.10).

I de efterfølgende beregninger er der anvendt en returprocent på 99, - men samtidig er det anført hvilken betydning et fald i returprocent på 1% vil få for råvareforbruget.

Cirkulationstid for en flaske.

Cirkulationstiden for en flaske i dage eller antal gange pr. år en flaske kan tappes har betydning for den samlede nødvendige flaske-mængde til distribution af det totale mælkeforbrug, - men har ikke betydning for mængden af nye flasker, der skal tilføres systemet.

Dette kan illustreres ved følgende eksempel:

Triptal: 100 Årligt forbrug: 500 mill. liter

Cirkulationstid: 10 dage

Cirkulation pr. år: 350 dage / 10 dage pr. gang
= 35 gange

Nødvendigt flaskeforbrug : 500 mill. / 35 =
14,3 mill

Levetid pr. flaske : 100 gange / 35 gange pr.
år = 2,86 år

Antal nye flasker : 14,3 mill. / 2,86 = 5,01
mill.

Cirkulationstid: 25 dage

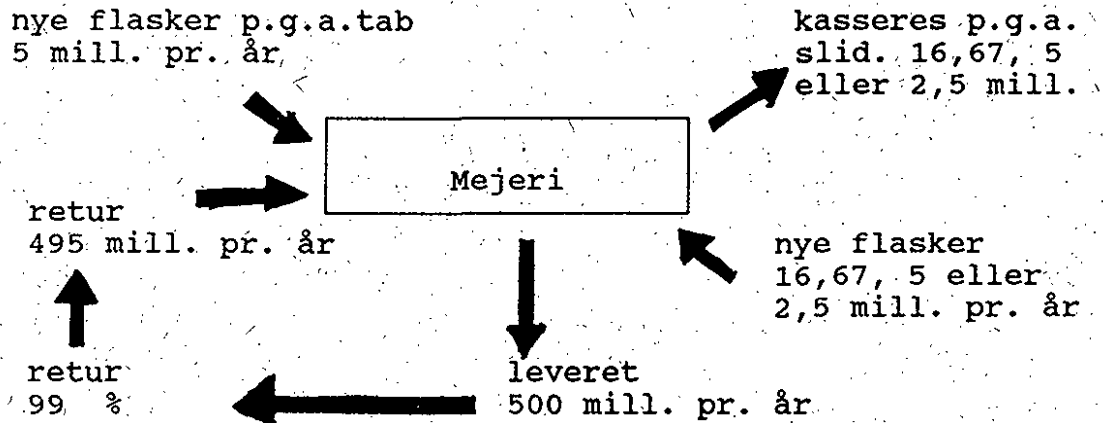
Cirkulation pr. år : 350 dage / 25 dage pr.
gang = 14 gange

Nødvendigt flaskeforbrug : 500 mill. / 14 =
35,7 mill

Levetid pr. flaske : 100 gange / 14 gange pr.
år = 7,14 år

Antal nye flasker : 35,7 mill / 7,14 = 5,00
mill.

Behovet for nye plastflasker pr. år.



Ved et årligt behov for 500 mill. 1-liters
flasker og et triptal på 30, 100 og 200 kan
behovet for nye flasker beregnes. I beregnin-
gerne er forudsat en returprocent på 99.

Holmia har oplyst at en polycarbonatflaske
vejer 70 gram. Det årlige forbrug af polycarbo-
nat (uden spild ved fremstilling m.v.) kan der-
for beregnes til :

For 30 trip :

$$(16,67 + 5) \text{ mill. } \times 70 \text{ gram} = 1.516 \text{ ton}$$

For 100 trip :

$$(5 + 5) \text{ mill. } \times 70 \text{ gram} = 700 \text{ ton}$$

For 200 trip:

$$(2,5 + 5) \text{ mill. } \times 70 \text{ gram} = 525 \text{ ton}$$

Hvis returprocenten falder 1 % vil der være et behov for 5 mill. nye flasker pr. år svarende til et forbrug af polycarbonat på 350 ton.

Kapsler vil blive fremstillet af polyethylen (LLDPE). Holmia har oplyst, at en kapsel vejer 2,6 gram. Det samlede forbrug af polyethylen vil derfor blive 1.300 ton pr. år.

Det er hensigten at kapslerne skal returneres til mejeri, sorteres fra der og videresendes til oparbejdning/genanvendelse. Holmia skønner, at 60-80 % vil blive sendt retur til mejeri. I disse vurderinger forudsættes derfor, at 70 % returneres med flaskerne, mens de resterende 30% bortskaffes med husholdningsaffald.

Hver flaske vil blive forsynet med 2 etiketter, der ialt vejer 2 gram og som består af papir, trykfarve og slip-pasta.

Forbrug af papkartoner.

Det er oplyst, at en papkarton vejer 28.751 gram (Tetrapak, personlig oplysning d. 25/7). Schouw-Packing oplyser, at en karton vejer 28,5 gram (Erling Lindahl 10/8-90).

Det forudsættes derfor i de videre beregninger at en karton vejer 28,5 gram, at den indgående kartonmængde udgør 25 gram, og at den anvendte polyethylen til coatning udgør 3,5 gram.

Med et kartonforbrug pr. år på 500 mill. vil råvareforbruget blive:

Karton: 25 gram x 500 mill. = 12.500 ton

Polyethylen: 3,5 gram x 500 mill. = 1.750 ton

Ialt 14.250 ton
=====

Transport af mælkeemballager**Transportbehov**

For *papkartoner* er der behov for transport i følgende system:

Produktion af pap



Fremstilling af kartoner *



Mejeri



Butik



Forbrænding

* transport af mindre mængder hjælpestoffer, f.eks. farve m.v. er ikke medtaget.

For *plastflasker* er der behov for transport i følgende system:

Produktion af polycarbonat



Fremstilling af flasker *



Mejeri → 5 Kasserede flasker til producent



Butik → 4 Forbrænding

* transport af mindre mængder hjælpestoffer er ikke medtaget.

Energiforbruget ved transport af 1 ton pr. kørt km er af DTI/Energiteknik oplyst til 0,60 kWh/ton/km i en lastbil (personlig kommunikation, Mads Lange, april 1990). Dette er angivet for en transport af gennemsnitsstørrelse med stop under vejs, og hvor det forudsættes at bilen er fuldt lastet ved start og tom ved slut. De 0,60 kWh svarer til 2,16 MJ pr. ton km.

Denne værdi anvendes ved distribution af mælk. Ved transport af karton og polycarbonat til emballagefremstilling og videre til mejeri antages energiforbruget pr ton kørt km at være 50 %, da der forudsættes en fuldt lastet transport uden stop.

Der forbruges i Danmark 500 mio. liter mælk pr. år på 1 liters emballager, og det er dette forbrug der er lagt til grund for de efterfølgende beregninger.

Der er forudsat er returprocent på 99% for plastflasken. Ved et fald i returprocenten på 1 point vil råvareforbruget stige med 350 ton pr. år.

Produktion og fremstilling

Ved fremstilling af papkartoner skal pap fra produktionen transporteres til kartonfremstillingen og videre til mejeri.

Da fremstillingen af pap kan ske forskellige steder, er det ikke muligt at fastlægge transportbehovet for transport fra produktionsledet til fremstillingsledet. Fremstillingen af kartoner sker mindst 2 forskellige steder i dag og under forskellige former, hvorfor transportbehovet heller ikke kan opgøres.

Ved fremstilling af plastflasker skal granulat transporteres fra produktionen til flaskefremstillingen og videre til mejeri.

I dag sker fremstillingen af polycarbonat på nogle få store virksomheder, bl.a. i Tyskland, men det kan ikke forudses, hvorfra man vil importere granulat ved indførelse af returflasker til mælk. Selve fremstillingen vil formentlig ske i Danmark på flere virksomheder. Transportbehovet kan derfor ikke opgøres.

Polyethylen, der anvendes til henholdsvis coating af papkartoner og til kapsler på flasker-

ne, forudsættes transporteret den samme afstand som de to øvrige materialer. Det samme forudsættes for materialerne til etiketter.

Med henblik på at vurdere transportbehovet for de to emballageformer i forhold til hinanden antages det, at der vil være et transportbehov på 100 km i Danmark og 900 km i udlandet, - ialt 1000 km.

Ved en vurdering af energibehovet ved ændrede transportafstande kan der tages udgangspunkt i beregningerne for 100 km transporteret emballage.

Mængden af papkartoner er beregnet ud fra en vægt på 28,5 gram pr. stk.

Mængden af polycarbonatflasker er beregnet ud fra den mængde nye flasker, der er behov for pr. år samt det årlige forbrug af kapsler og etiketter.

Det forudsættes at der anvendes et energiforbrug svarende til 1,08 MJ pr ton pr. km.

type	mængde ton	energi GJ/år		
		100 km	900 km	1000km
karton incl. coatning	14.250	1.539	13.851	15.390
flasker med. kapsler og etiket				
- 30 trip	3.816	412	3.709	4.121
- 100 trip	3.000	324	2.916	3.240
- 200 trip	2.825	305	2.746	3.051

Tabel 1 : Energiforbrug ved transport 1000 km ved produktion og fremstilling.

Transport fra mejeri til butik

MD Food har opgjort størrelsen af deres transport i en tilfældig uge (personlig kommunikation, Erik Mikkelsen, 1. aug. 1990). På basis af disse sammenhørende oplysninger om transportafstande og transporteret mængde kan ener-

giforbruget til distribution og returtagning af polycarbonatflasker beregnes. Opgørelsen fra MD er vedlagt bilag 2.1.

Distributionen foretages af MD Foods til en række centrallagre og til en række butikker.

Centrallagerleverancer:

FDB:	260 km x 201.675 l =	52.435 ton x km
	240 km x 120.240 l =	28.857 ton x km
	100 km x 132.503 l =	13.250 ton x km
	150 km x 159.438 l =	23.915 ton x km
	200 km x 251.697 l =	50.339 ton x km
	190 km x 433.859 l =	82.433 ton x km

Irma: 186 km x 239.743 l = 44.592 ton x km

FVT: 180 km x 588.129 l = 105.863 ton x km

Ialt pr uge 401.684 ton x km

- pr år 20.887.568 ton x km

$20.887.568 \text{ ton x km/år} \times 2.16 \text{ MJ/ton/km} =$
 $45.117.146 \text{ MJ/år} = 45.000 \text{ GJ/år}$

Der er ikke redegjort for distributionen fra centrallagre til butik. Dette energiforbrug kan ikke bestemmes og derfor kan den del af distributionen, der går via centrallagre ikke indgå i grundlaget for de videre energiberegninger.

I det efterfølgende baseres hele energiberegningen på oplysninger fra butiksdistribution.

Butiksestimater:

Antagelse: Hver lastbil kører med 6,5 ton.

$\text{Energiforbrug} = \text{km} \times 6,5 \text{ ton} \times 52 \text{ uger} \times$
 $2,16 \text{ MJ/ton/km}$

$\text{Energiforbrug} = 260.875 \times 6,5 \times 52 \times 2,16 =$
 190.000 GJ/år

MD Foods distribuerer 5.341 ton mælk pr uge svarende til 277.732 ton mælk pr. år og anvender et energiforbrug på 190.000 GJ

Energiforbruget ved distribution af 500 mio. liter (500.000 t) mælk kan beregnes som:

$500.000 / 277.732 \times 190.000 \text{ GJ/år}$
 $= 342.000 \text{ GJ/år}$

Hertil kommer energiforbruget ved distribution af emballage.

For papkartoner, der vejer 28,5 g pr stk., vil energiforbruget være:

$$342.000 \text{ GJ/år} \times 0,0285 = 9.747 \text{ GJ/år}$$

For polycarbonatflasker, der ved udbringning vejer 74,6 g pr. stk, vil energiforbruget være:

$$342.000 \text{ GJ/år} \times 0,0746 = 25.510 \text{ GJ/år}$$

Transport efter forbrug

Det forudsættes, at transporten fra butik til forbruger ikke medtages i vurderingen.

Ved returtagning returneres 99 % flasker med etiketter og 70 % kapsler. Dette savrer i vægt til $72,0 \times 0,99 + 2,6 \times 0,7 = 73,1 \text{ g}$. Energiforbruget hertil vil være:

$$342.000 \text{ GJ/år} \times 0,0731 = 25.000 \text{ GJ/år}$$

Det er blevet diskuteret om returnering af polycarbonatflasker kræver en forøget bilpark. Dette er dog ikke blevet afklaret. Da en af forudsætningerne for udvikling af polycarbonatflasken var, at den skulle kunne distribueres i det eksisterende system, antages det, at der ikke krævers en større bilpark, og de ovenfor beregnede energiforbrug er derfor ikke justeret.

Efter forbrug vil papkartonen blive samlet med anden dagrenovation og transporteret til forbrændingsanstalt. Til grund for beregning at dette energiforbrug lægges en transportafstand på 7 km (personlig oplysning, Lars M. Ottosen, DTI/Miljøteknik 24/7-90). Energiforbruget kan derfor beregnes til:

$$14.250 \text{ ton pr. år} \times 7 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} \\ = 215 \text{ GJ pr. år.}$$

De flasker, der ikke afleveres til mejeri, antages at udgøre 1%. Disse transporteres til deponi eller forbrænding sammen med kasserede kapsler hos forbrugeren. Energiforbruget hertil kan beregnes til:

$$(72 \text{ g} \times 500 \text{ mio.} \times 1 \% + 2,6 \text{ g} \times 500 \text{ mio.} \times 30 \%) \times 7 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} = 11,3 \text{ GJ}$$

De flasker, der kasseres, vil blive kasseret på mejerierne og vil herfra blive sendt via flaskeproducenten tilbage til råvareleverandøren. Det antages, at der er 1000 km i samlet transportafstand til råvareleverandøren. Mængden vil være afhængig af triptal, og energiforbruget kan beregnes til:

For 30 trip:

$$1167 \text{ ton pr. år} \times 1000 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} = 2.521 \text{ GJ}$$

For 100 trip:

$$350 \text{ ton pr. år} \times 1000 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} = 756 \text{ GJ}$$

For 200 trip:

$$175 \text{ ton pr. år} \times 1000 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} = 378 \text{ GJ}$$

Det forventes, at mejerierne modtager 70% af anvendte kapsler og sender dem videre til oparbejdning/genanvendelse. Her forudsættes en transportafstand på 100 km. Energiforbruget hertil kan beregnes til:

$$1.300 \text{ ton} \times 0,70 \times 100 \text{ km} \times 2,16 \text{ MJ} = 197 \text{ GJ}$$

Samlet energiforbrug ved transport.

I den efterfølgende tabel er energibehovet ved transport opgjort. Forudsætningerne er, at returprocenten er 99%. Distributionen er beregnet på basis af oplysninger om transportbehov og distribueret mængde opgjort af MD Foods for en tilfældig valgt uge, - data vedlagt i bilag 2.1. Transportafstanden fra produktion til emballagefremstilling er 900 km. Transportafstanden fra fremstilling til mejeri er 100 km. Afstanden fra forbruger til forbrændingsanlæg er 7 km.

Proces	Papkarton	30 trip	100 trip	200 trip
enhed: GJ/år				
Fra produktion til fremstilling	13.851	3.709	2.916	2.746
Fra fremstilling til mejeri	1.539	412	324	305
Fra mejeri til butik	351.747	367.510	367.510	367.510
Efter forbrug, retur og bortskaffelse	215	27.729	25.964	25.586
Energiforbrug ved transport ialt	367.352	399.360	396.714	396.147
Heraf				
- mælk	342.000	342.000	342.000	342.000
- emballage	25.352	57.360	54.714	54.147

Tabel 2: Samlet energiforbrug pr. år ved transport af mælkeemballage.

MD

DANSK TEKNOLOGISK INSTITUT
Afdl.: Miljøteknik
Gregersensvej
2630 Tåstrup

Att.: Fr. Kirsten Pommer

MODTAGET:	
TI / MILJØTEKNIK	
Kopi til:	Acton
02	
Andet:	

Deres ref.

Vor ref.
EM/SiA

Lokal
5007

1. august 1990

Vedr.: DISTRIBUTION AF MÆLK

Som aftalt pr. telefon fremsendes vedlagt mine estimater på:

1. Den gennemsnitlige afstand fra terminal til butik.
2. Det gennemsnitlige aflæssede kvantum i liter pr. anløb.
3. Antal kørte km og aflæsset kvantum i liter for de centrallagre, som er af væsentlig betydning.

Vedlagte notat er disponeret således:

Bilag 1: Referenceramme for MD Foods distribution i DK.

Bilag 2: Estimater på

- den gennemsnitlige afstand fra terminal til butik.
- den gennemsnitlige mængde aflæsset pr. butiksanløb.

Bilag 3: Estimater på væsentlige centrallagerleverancer.

DANSK TEKNOLOGISK INSTITUT

1. august 1990

Hvis der er spørgsmål eller andet, er du selvfølgelig altid velkommen til at ringe.

Jeg har ferie i ugerne 32-33-34.

Med venlig hilsen

Erik Mikkelsen

REFERENCERAMME FOR MD FOODS DISTRIBUTION I DK

For din forståelses skyld oprides følgende referenceramme:

1. MD Food's distribution varetages af HD.
HD er et 100 pct. ejet datterselskab af MD Foods.
2. HD udfører landsdækkende malkedistribution fra 5 friskvareterminaler, som er beliggende i:
 - Hobro
 - Holstebro
 - Tyrstrup
 - Slagelse
 - Ishøj
3. Produktionsselskabet Danmælk har placeret sine 4 væsentligste konsummælksmejerier i intim nærhed af friskvareterminalerne i Hobro, Holstebro, Tyrstrup og Slagelse.
Det betyder, at konsummælken til Ishøj tiltransporteres fra Slagelse.
4. HD varetager landsdækkende distribution til de butikker o. lign., som sælger mælk fra MD Foods.
Ovennævnte hovedregel har dog følgende væsentlige undtagelser:
 - FDB (se punkt 5)
 - Irma (se punkt 6)
 - Minigrossister (se punkt 7)
5. HD varetager distributionen til FDB's butikker i:
 - Sønderjylland via FVT-Tyrstrup
 - Vestsjælland via FVT-Slagelse

I det øvrige DK varetager FDB butiksdistributionen fra egne terminaler i Skalborg, Viby og Albertslund.
Det betyder, at HD tiltransporterer mælk til:

 - Skalborg (fra Hobro og Holstebro)
 - Viby (fra Hobro og Holstebro)
 - Albertslund (fra Slagelse)

6. Irma varetager delvis distribution til egne butikker på Sjælland fra egen distribunal i Avedøre.

Slagelse tiltransporterer mælken til Avedøre.

7. MD Foods har oprettet et landsdækkende net af minigrossister, som betjener underskoven af mindre mælkekunder.

Mindre mælkekunder er karakteriseret ved, at evt. HD-forsyning medfører dårlig distributionsøkonomi pga.

- anløbsstedernes store antal og ringe aflæsningsforhold
- det lave gennemsnitlige kvantum pr. anløb

Mindre enheder er f.eks. kiosker, mindre cateringenheder, kantiner, benzinstationer o. lign.

I opgørelsen i bilag 2 tæller hver minigrossist som 1 anløb, selv om anløbet skjuler en omfangsrig videre distribution.

8. Mindre væsentlige produktioner i kvantum - såsom økologisk mælk, uhomogeniseret mælk o.lign. - er ikke medtaget, selv om antal kørte km er voldsomt relativt betragtet.

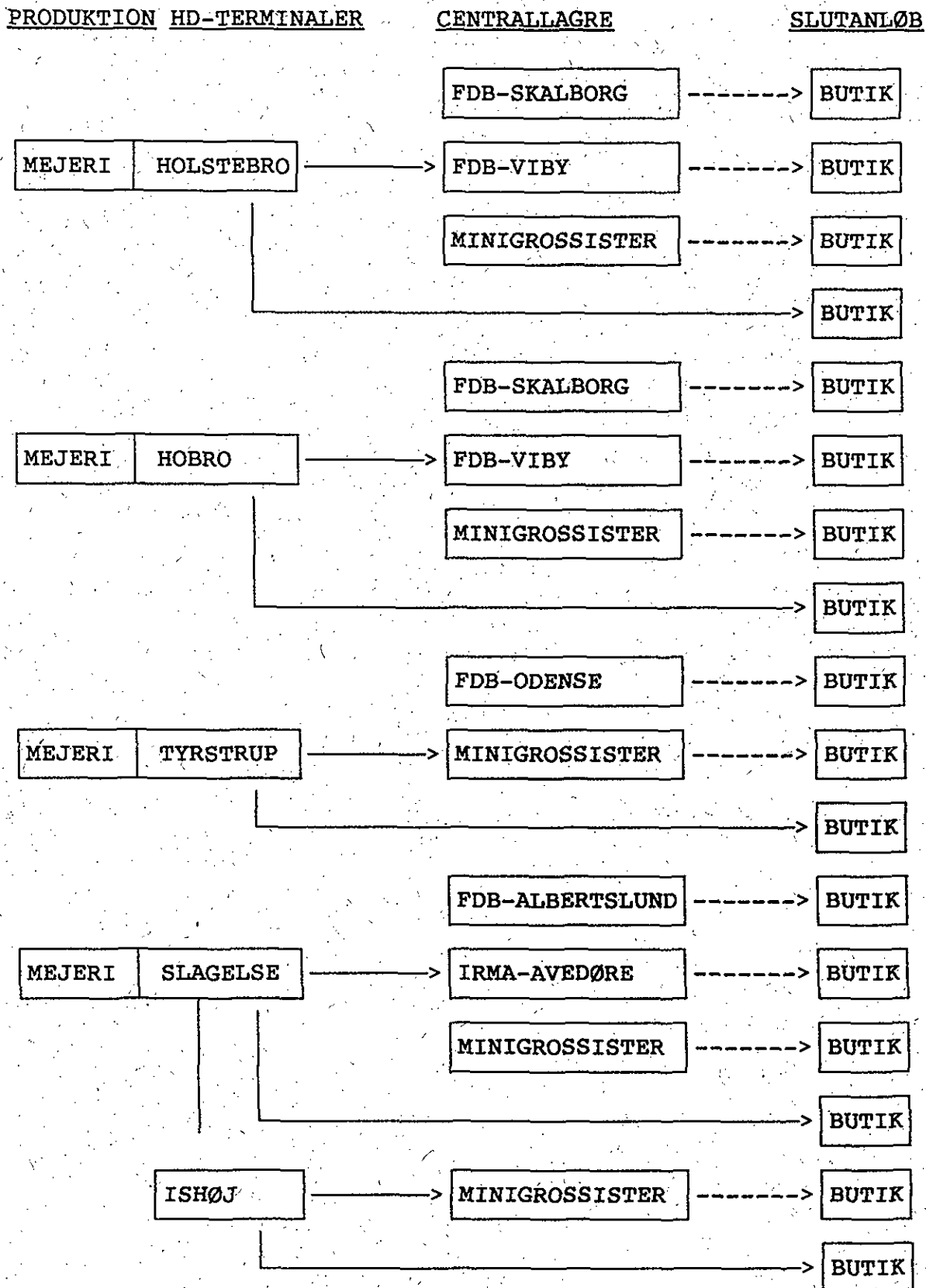
9. Interne overførsler er ej medregnet.

Som bilag 1 a vedlægges en illustration af distributionsstrukturen.

DISTRIBUTIONSSTRUKTUR - MD MÆLK

MD

—————> : HD transporter
 -----> : Ej HD transporter



BUTIKSESTIMATER1. BUTIKSDISTRIBUTION PR. UGE

TERMINAL	ANTAL LITER	ANTAL KM	ANTAL ANLØB	GNS. KM PR. BUTIK	GNS. LITER PR. BUTIK
Hobro	1.532.648	65.000	3.363	19,33	455,74
Holstebro	725.803	36.000	1.870	19,25	388,13
Tyrstrup	1.300.652	69.200	3.274	21,14	397,27
Slagelse	1.193.320	67.660	2.826	23,94	422,26
Ishøj	588.129	23.015	1.914	12,02	307,28
Totalt	5.340.552	260.875	13.247	19,69 1)	403,15

- 1) Den korrekte gennemsnitlige afstand er 20,32 km pr. butik jvf. bilag 3 punkt 3.

Bemærkninger

- Den valgte uge er uge 29.
- HD's anløb til minigrossister er indregnet som 1 anløb pr. minigrossist.

ESTIMATER PÅ CENTRALLAGERLEVERANCER1. Til FDB-terminaler

Transport	Læs pr. uge	Km pr. tur	Antal km/uge	Antal liter/uge	Km pr. liter
Holstebro-Skalborg	12	260	3.120	201.675	0,015
Holstebro-Viby	8	240	1.920	120.240	0,016
Hobro - Skalborg	19	100	1.900	132.503	0,014
Hobro - Viby	9	150	1.350	159.438	0,008
Tyrstrup - Odense	23	200	4.600	251.697	0,018
Slagelse-Albertsl.	34	190	6.460	433.859	0,015

Bemærkninger

- Uge 29
- FDB butiksdistribuerer mælken

2. Til Irma i Avedøre

Transport	læs pr. uge	Km pr. tur	Antal km/uge	Antal liter/uge	Km pr. liter
Slagelse - Avedøre	29	186	5.394	239.743	0,022

Bemærkninger

- Uge 29
- Irma butiksdistribuerer mælken

3. Til FVT-Ishøj

Transport	læs pr. uge	Km pr. tur	Antal km/uge	Antal liter/uge	Km pr. liter
Slagelse - Ishøj	46	180	8.280	588.129	0,014

Bemærkninger

- Uge 29
- FVT Ishøj uddistribuerer mælken.

Uddistributionen er kvantificeret under punkt 1 "Butiksdistribution pr. uge".

Det betyder, at den gennemsnitlige butiksafstand fra Ishøj grundlæggende er:

$$12,02 + \frac{8280}{1914} = 16,35$$

Det betyder endvidere, at den gennemsnitlige afstand fra terminal til butik - beregnet på totalen - forøges til 20,32 km.

Emissioner fra papirproduktion

	sulfatmasse ¹ ubleget. bleg.		Frövi- fors ² ubleget	Korsnäs ² bleget	Billerud
Fast affald:					
Proces-	42	47			
Råmateriale-	18	18			
Energi-	9	9			
Ialt	69	74			
Luft emis.:					
Støv	83	83	2,2	1,6	
NO _x	13	16			
Hydrocarboner	5,0	6,0			
SO ₂	31	37	6,3	2,7	
Carbonmonoxid	0,94	1,1	0,57		
Sulfider	13	13	0,072	0,19	
Mercaptaner	3,0	3,0			
Org. S-forb.			0,021		
Aldehyder					
Andre org. forb.	0,18	0,22			
Ammoniak					
Kviksølv		0,00019			
Chlor					
Chlorforb.					
Vand emis.:					
TSS	38	38	3,0	4,0	
BOD ₅	57	78	1,9 ³	8,0 ³	
Phenol					
Sulfider	0,45	0,45	0,009	0,03	
Chlorider	*	73			
Olie					
COD	*	154	15	43	
Uopl. stoffer					
Syrer	0,83	0,95			
Metalioner	0,24	0,28			
Andre kem					
Bly					
Org. Cl-forb. ⁵	*	0,034			
AOX ⁴				4,5	4,0 ⁶
TOCl ⁴				5,5	
Vandforbrug (m ³)	266	296	84		

Noter:

1. BUS (1984)
2. Lundholm & Sundström (1986)
3. BOD₇
4. Svensson & Solyom (1989), tallene er for 1987/88, og med en årlig produktion på 256.000 ton bleget sulfatmasse giver det en årlig udledning på 1315 ton TOCl. Der foreligger ingen oplysninger om AOX og TOCl efter indførelsen af den nye blegesekvens.
5. Det er ikke angivet, hvordan de de organiske Cl-forbindelser er bestemt.
6. Swan (Billerud, pers. komm., 9. august 1990) angiver at AOX ligger omkring 2,0 kg/ton masse. Swan oplyser i øvrigt, at det ikke er muligt at udlevere oplysninger om forskellige emissioner fra papirproduktionen i Billerud, da der på Tetra Pak's foranledning udføres en miljøanalyse af den svenske papirindustri.

Kortfattet sundhedsmæssig vurderingSundhedsmæssig vurdering af phenol

Phenol (CAS nr. 108-95-2) har et smeltepunkt på 41°C og et kogepunkt på 182°C. Damptrykket ved 25°C er 47 Pa (0,35 mm Hg) og damptætheden er 3,24 (luft = 1). Phenol har en meget stor vandopløselighed og ved temperaturer over 65°C er det fuldstændig blandbart med vand.

Den sundhedsmæssige vurdering af phenol er baseret på Arbete och Hälsa, 1984.

Phenol (CAS nr. 108-95-2) kan optages gennem lunger, mave-tarmkanal og huden. Personer, der eksponeres for 6-10 mg/m³ phenol i 8 timer, optager 60-90% af den indåndede mængde i organismen. LD₅₀-værdier for oral eksponering angives til 300 mg/kg lgv hos mus og 414 mg/kg hos rotter.

Organeffekter

Phenol kan karakteriseres som en uspecifik celledgift, der denaturerer protein. Toksiske doser af phenol forårsager myoklone konvulsjoner hos mennesker og forsøgsdyr. Phenol virker som lokalbedøvelse i opløsninger på 0,5-2,0%. Ved koncentrationer mellem 5 og 10% koagulerer phenol epidermalt protein og koncentreret phenol er ætsende. Hudkontakt med høje koncentrationer af phenol kan medføre dødsfald eller coma.

Det er ikke muligt at vurdere effekten på åndedrætsorganerne hos mennesker efter langvarig eksponering, idet eksponeringen i de tilgængelige undersøgelser ikke har kunnet adskilles fra andre irriterende stoffer. Kaniner, der inhalerede 100-200 mg/m³ phenol 7 timer/dag, 5 dage/uge, havde lungeforandringer efter 63 eksponeringer. Marsvin, der blev udsat for en lignende eksponering, havde respirationsbesvær efter 20 eksponeringer.

Forgiftninger med phenol fører til ikke-specifikke nyreskader med forskellige degenerative forandringer hos både dyr og mennesker. Mekanismen bag

den nyretoksiske virkning er uklar.

Phenols virkning på centralnervesystemet indtræder hurtigt. Accidentel intravascular injektion af 10 ml 6% phenolopløsning har medført myokloniske konvulsioner hos mennesket efter 30 sekunder. Phenolforgiftning medfører initialt et kortvarigt stadium med CNS-stimulering med muskeltræthed og konvulsioner. Dette efterfølges af symptomer på CNS-depression med kredsløbs- og respirations-svigt.

Kræftfremkaldende effekter

I eksperimentelle tumorinduktionssystemer har phenol virket som promoter for hudkræft hos mus. Phenol er undersøgt for cancerogen effekt i dyreforsøg med mus og rotter. De dagligt tilførte doser via drikkevandet var til mus 375-550 mg/kg lgv og til rotter 200-550 mg/kg lgv over en periode på to år. Hos hanrotter blev der i lav-dosis gruppen observeret en signifikant øget incidens af dyr med leukæmi eller lymfomer, men denne øgning kunne ikke påvises hos dyr, der fik den høje dosis.

Grænseværdien for phenol i arbejdsmiljøet er 5 ppm (19 mg/m³) og stoffet skal mærkes således:

Faresymbol: T (giftig)

R-sætninger: 24/25 - 34

S-sætninger: 2 - 28 - 44

Sundhedsmæssig vurdering af acetone

Acetone er en farveløs, letflygtig og særdeles brændbar væske. Acetone kan opløses ubegrænset i vand, alkohol, ether og estre. Smeltepunktet er -94,6°C og kogepunktet 56,1°C. Damptrykket ved 20°C er 182,4 mm Hg (24 KPa) og damptætheden er 2 (luft = 1). Flammepunktet er -18°C og antændelsestemperaturen er 540°C. Lugtgrænsen angives til at ligge mellem 10 og 100 ppm.

På grund af den høje flygtighed og brændbarhed udgør acetone en sikkerhedsrisiko.

Acetone er et lille molekyle, der har både polære og upolære egenskaber. Det trænger derfor nemt gennem hud og andre biologiske membraner.

Ved indånding af acetone optages stoffet i lungerne og føres med blodet rundt i kroppen. Dette kan ved meget høje koncentrationer ($> 10000 \text{ ppm}$) på kort tid føre til bevidstløshed.

Eksposering for 200-300 ppm har i ganske enkelte tilfælde ført til ændret adfærd hos forsøgsdyr og der er i et enkelt tilfælde rapporteret om nedsat reaktionshastighed hos forsøgspersoner og en lettere irritation af slimhinder og øjne.

Ved uheld, hvor personer indtager acetone eller indånder det i høje koncentrationer, kan der optræde stærk irritation af øjne og slimhinder, hovedpine, kvalme og bevidstløshed, men sjældent varige skader.

Acetone regnes i forhold til mange andre opløsningsmidler som kun lidt nerveskadende. Effekterne på andre organer er også meget begrænsede, og der er ikke tegn på at acetone kan fremkalde kræft eller allergi.

Acetone er optaget på Arbejdstilsynets grænseværdiliste med en grænseværdi på 250 ppm (600 mg/m^3). Stoffet skal mærkes på følgende måde:

Faresymbol: F (let antændelig)
R-sætninger: 11 (meget brandfarlig)
S-sætninger: 9-16-23-33

Sundhedsmæssig vurdering af bisphenol A

Der findes ikke megen litteratur om de sundhedsmæssige aspekter af bisphenol A. Orale LD_{50} -værdier er angivet til mellem 2230 og 6500 mg/kg for pattedyr. Ved injektion af bisphenol A i bughulen på mus var LD_{50} -værdien 150 mg/kg. TD_{10} (den lavest fundne toksiske dosis) er angivet til at ligge mellem 60 mg/kg og 4 g/kg hos rotter (Sax, 1981). Samme kilde konkluderer, at stoffet må regnes for irriterende for hud og øjne, at det har en høj oral toksicitet ved indgift i bughulen samt en lav til moderat toksicitet ved indtagelse gennem munden. Der er ikke fundet oplysninger om virkningerne ved human eksposering for bisphenol A. Stoffet er ikke optaget på Arbejdstilsynets grænseværdiliste eller på Miljøministeriets liste over farlige stoffer.

Sundhedsmæssig vurdering af phosgen

Kortvarig eksponering

Phosgen er mildt irriterende for slimhinder i koncentrationer under 10 ppm, men kan virke meget irriterende i højere koncentrationer. Den laveste koncentration, der medfører øjeblikkelig halsirritation er 3 ppm. Eksponering for 4 ppm medfører øjenirritation og 4,8 ppm medfører hoste. Kortvarige udsættelser for 50 ppm kan medføre døden (Beard, 1982).

Langvarig eksponering

Den alvorligste effekt af phosgen er irritation af lungerne, idet stoffet først hydrolyseres komplet i alveolerne med irritativ effekt på alveolevægge og kapillærer til følge. Resultatet af denne irritation er et gradvist voksende lungeødem med op til 30-50% af blodplasmaet akkumuleret i lungerne, hvilket medfører kvælning eller hjertestop. Denne effekt af phosgen kan ses ved længerevarende eksponeringer for koncentrationer så lave som 1,25 - 2,5 ppm (American Industrial Hygiene Association, 1968).

Phosgen har i Danmark en grænseværdi på 0,05 ppm (0,2 mg/m³), hvilket er en loftsværdi, der ikke må overskrides. Phosgen er på Miljøministeriets liste over farlige stoffer. Ifølge denne liste skal stoffes mærkes med

Faresymbol: T_x (meget giftigt),

R-sætninger: R 26 (meget giftigt ved indånding)
og

S-sætninger: S 7/9-24/25-45.

American Industrial Hygiene Association (1968).
Hygienic Guide Series: Phosgene. Am Ind Hyg Assoc
J 29:308.

Beard RR (1982). Inorganic compounds of oxygen, nitrogen and carbon. In: Clayton GD og Clayton FE (eds.): Patty's industrial hygiene and toxicology. John Wiley and Sons, Inc., New York. 3rd Edition. p. 4126-4128.

Sundhedsmæssig vurdering af natriumhydroxid

Natriumhydroxid er et stærkt ætsende stof for alle væv og er især farligt for øjnene.

To ud af ti rotter, der var eksponeret for en aerosol af en 40% vandig opløsning i 30 minutter to gange om ugen, døde. Den histopatologiske undersøgelse af lungevævene viste emphysem, sår i bronchierne og forstørret væv i lymfekirtlerne (enlarged lymph adenoidal tissues).

Hos frivillige forsøgspersoner, der fik påsmurt 1 N natriumhydroxid på huden, var der forandringer der spændte fra opløsning af hornlaget i huden til total ødelæggelse af epidermis i løbet af 60 minutter. Grænseværdien i Danmark er 2 mg/m³. Natriumhydroxid skal i Danmark mærkes følgende måde:

Faresymbol: C

R-sætninger: 35

S-sætninger: 2, 26, 27, 37/39

Sundhedsmæssige effekter af formaldehyd

Formaldehyd (CAS nr. 50-00-0) er en farveløs irriterende gas med en stikkende lugt med en lugttærskel, der angives til at variere mellem 0,05 - 1 ppm (0,06 - 1.23 mg/m³). Kogepunktet er -20°C.

Optagelse.

Ved eksponering af hunde for formaldehyd i lave koncentrationer ved inhalation gennem næsen resorberes det meste allerede i næseslimhinden og deponeres der. Ved laboratorieundersøgelser og i industrimiljøer kunne formaldehyd påvises i blod og urin hos mennesker, der var eksponeret for formaldehyd i luften (Arbete och Hälsa, 1982).

Formaldehyd kan endvidere optages via mave-tarmkanalen og til dels gennem huden.

Organeffekter

Der er rapporteret om irriterative effekter af

øjnene ved så lave koncentrationer som 0,01 ppm (0,012 mg/m³), men en dosis-respons reaktion kunne først etableres ved eksponeringer omkring 0,3 ppm. Andre forskere har fundet, at øjenirritationen først starter ved koncentrationer omkring 0,5-1 ppm (Arbete och Hälsa, 1982).

På grund af sin vandopløselighed påvirker formaldehyd først og fremmest de øvre luftveje og giver irritation af næse og svælg. Hos mennesker er der konstateret en følelse af tørhed og svien i halsen ved eksponering for 0,9-1,6 ppm. Kraftige irritationsproblemer forekommer sædvanligvis ved eksponering for koncentrationer over 4 ppm (Arbete och Hälsa, 1982).

Hos mennesker forekommer der åndedrætsbesvær ved eksponering for 10-15 ppm, 50 ppm giver kraftig irritation af bronchier og eksponering for 200 ppm kan give alvorlige skader på slimhinderne i bronchierne (Arbete och Hälsa, 1982).

Langvarig eksponering er i nogle undersøgelser påvist at kunne medføre en nedsættelse af den forcerede vitalkapacitet (FVC) (Holmström, 1988). Som regel vil der dog kun være tale om en effekt, der ophører med eksponeringen (Arbete och Hälsa, 1982).

Teratogene effekter

Der er ikke rapporteret om teratogene effekter, men undersøgelseernes kvalitet har ikke tilladt en endelig vurdering. Det samme gælder en undersøgelse over effekter på reproduktionsorganerne. Formaldehyd har mutagene egenskaber, som er påvist i mange typer af testsystemer.

Kræftfremkaldende effekter

Inhalation af formaldehyd har medført en dosis-relateret frekvens af næsecancer hos rotter. Indånding af 15 ppm formaldehyd 6 timer/dag, 5 dage/uge i 2 år resulterede i ondartede næsesvulster hos halvdelen af dyrene. Samme resultat blev set i en anden undersøgelse, hvor 10 ud af 100 rotter udviklede næsecancer efter eksponering for formaldehyd i koncentrationer på 15 ppm (18 mg/m³) (Arbejdsmiljø, 1987, Arbete och Hälsa, 1982).

Befolkningsundersøgelser har ikke sikkert kunnet påvise en overhyppighed af kræft hos personer, der har været eksponeret for formaldehyd. Et af problemerne er, at næsekraft er en relativt sjælden sygdom, så den undersøgte skal være stor og have en veldefineret eksponering for formaldehyd for at være konklusiv (Arbejdsmiljø, 1987).

IARC har konkluderet, at der er tilstrækkeligt bevis for, at formaldehyd er kræftfremkaldende hos rotter, men at de epidemiologiske undersøgelser ikke giver tilstrækkelig beviser til at kunne vurdere den kræftfremkaldende virkning hos mennesker (IARC, 1982).

Sundhedsmæssige effekter af chlor

Chlor er en meget reaktiv gas, som kraftigt irriterer øjne og slimhinder i næse, svælg og nedre luftveje. Lugtgrænsen er 0,06 ppm. Få minutters udsættelse for 0,2 ppm chlor giver kløen i næsen. Koncentrationer omkring 1 ppm irriterer slimhinderne samt giver åndenød og hovedpine efter kort tid hos følsomme personer. Ved 5-10 ppm virker chlor irriterende for de fleste mennesker. Skadelige effekter på luftvejene ses ved omkring 15 ppm, og 30 ppm giver voldsomme hosteanfald. Udsættelse for 430 ppm i 30 minutter er dødelig for mennesker, idet der, eventuelt med timers forsinkelse, dannes lungeødemer. Allerede ved 100 ppm er der stor risiko for lungeødem (Patty, 1981, Fogh og Jensen, 1986). Grænseværdien for chlor i arbejds miljøet er 0,5 ppm (Arbejdstilsynet, 1988).

Sundhedsmæssige effekter af chlordioxid

Chlordioxid giver effekter, der ligeledes ses ved eksponering for chlor, og ofte er det ikke muligt at adskille effekter af chlor- og chlordioxid eksponering. Langvarige eksponeringer for chlor og chlordioxid kan give anledning til nedsat lungefunktion og symptomer på nedsat lungefunktion. Effekterne af chlordioxid ses ofte ved lavere koncentrationer end effekterne af chloreksponering (Nordiska expertgruppen för gränsvärdesdokumentation, 1980).

REGISTRERINGSBLAD

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 168

Udgivelsesår: 1991

Titel:

Miljømæssig vurdering af mælkeemballage

Undertitel:

Returflasker af polycarbonat sammenlignet med engangspapkartoner

Forfatter(e):

Pommer, Kirsten; Hillersborg, Aage S.; Hirsbak, Stig;
Hoffmann, Leif; Schmidt, Anders

Udførende institution(er):

Miljøstyrelsen. Rådet vedr. genanvendelse og mindre forurenende
teknologi (spons); Dansk Teknologisk Institut. Miljøteknik

Resumé:

Ved et forsøg med plastreturflasker til mælk er gennemført en miljømæssig vurdering af returflasker af polycarbonat og af papkartonemballage til mælk. Råvare- og energiforbrug samt udledninger til vand, luft og jord er vurderet for hver fase i de 2 emballagers livscyklus: Råvareproduktion, emballageproduktion, anvendelse, genanvendelse og affaldsbortskaffelse samt transport mellem faserne. Emballagemængden til 1 års mælkeforbrug (500 mio. liter) er vurderet og sammenlignet.

Emneord:

emballage; mælk; retursystemer; genanvendelse; plast;
papir; materialestrømsanalyser

ISBN: 87-503-9063-5

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. moms): 110 kr.

Format: A4

Sideantal: 176

Md./år for redaktionens afslutning: december 1990

Oplag: 1300

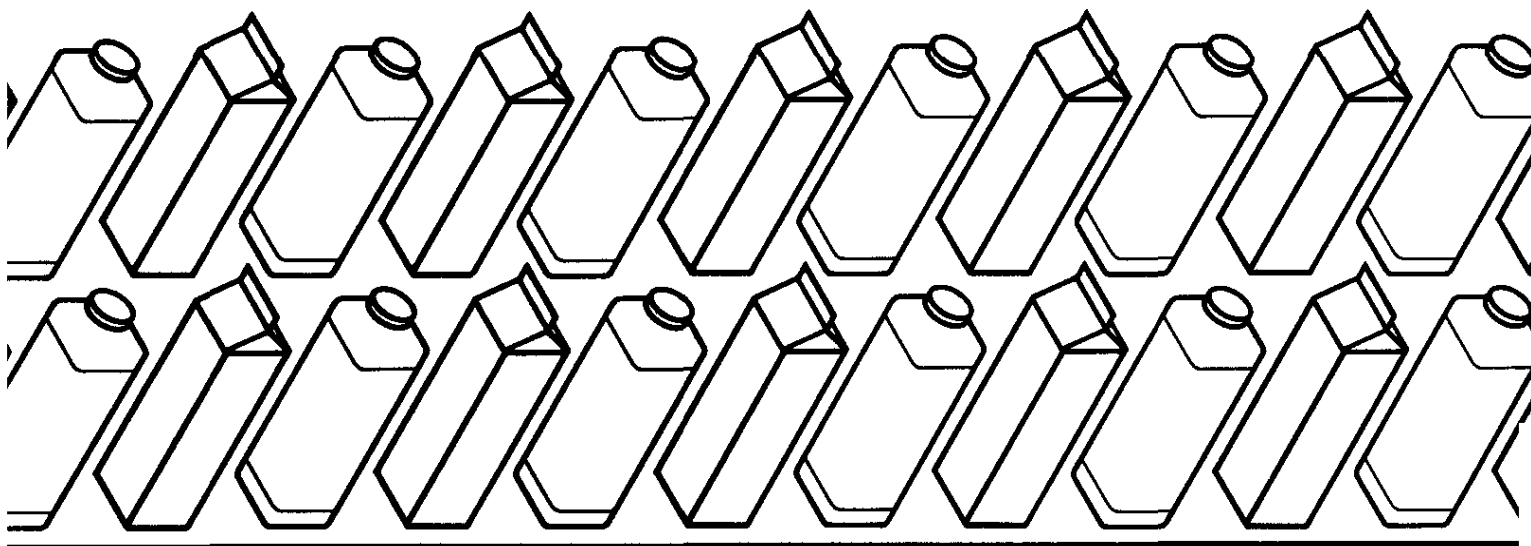
Andre oplysninger:

Tryk: Notex Grafisk Service Center as. Trykt på 100%
genbrugspapir

- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
- Nr. 117 : Dioxinmission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
- Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
- Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde
- Nr. 124 : Vedligeholdelse af køle-smøremidler
- Nr. 125 : Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
- Nr. 126 : Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
- Nr. 127 : Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 128 : Nedsivning fra byggeaffald
- Nr. 129 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
- Nr. 130 : Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
- Nr. 131 : Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
- Nr. 132 : PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m.v.
- Nr. 133 : PVC i byggeri og anlæg
- Nr. 134 : PVC i emballage
- Nr. 135 : Hjemmekompostering
- Nr. 136 : Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
- Nr. 137 : Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138 : Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139 : Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140 : Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141 : Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142 : Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143 : Katodisk elektrodypemaling
- Nr. 144 : Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145 : Genanvendelse af nedknust tegl
- Nr. 146 : Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 1
- Nr. 147 : Blæserensningsmetoder
- Nr. 148 : Storskraldsordninger med genanvendelse
- Nr. 149 : Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne
- Nr. 150 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152 : Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153 : Danmarks udledning af industrielt spildevand
- Nr. 154 : Miljømærkning af produkter
- Nr. 155 : Spredning af forurening i moræner
- Nr. 156 : Drikkevandskvalitet i Danmark
- Nr. 157 : Anvendelse af nedknust beton i ny beton
- Nr. 158 : Bortskaffelse af havneslam
- Nr. 159 : Miljøvenlig affedtning i jernindustrien
- Nr. 160 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 2
- Nr. 161 : Arbejdsmiljøforhold ved genanvendelse af affald
- Nr. 162 : Renere teknologi i eksisterende galvanovirksomheder
- Nr. 163 : Forurening fra pelsdyrfarme
- Nr. 164 : Deltagelse i kildesortering af husholdningsaffald
- Nr. 165 : Luftforurening fra individuel og kollektiv trafik
- Nr. 166 : Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 167 : Renere teknologi i mejeribranchen
- Nr. 168 : Miljømæssig vurdering af mælkeemballage

Miljømæssig vurdering af mælkeemballage

Ved et forsøg med plastreturflasker til mælk er gennemført en miljømæssig vurdering af returflasker af polycarbonat og af papkartonemballage til mælk. Råvare- og energiforbrug samt udledninger til vand, luft og jord er vurderet for hver fase i de 2 emballagers livscyklus: Råvareproduktion, emballageproduktion, anvendelse, genanvendelse og affaldsbortskaffelse samt transport mellem faserne. Emballagemængden til 1 års mælkeforbrug (500 mio. liter) er vurderet og sammenlignet.



Pris kr. 110,- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-503-9063-5

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

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