

Miljøprojekt nr. 345

1996

Miljømæssig screening af emballager til mælk

Miljøprojekt

Nr.

- 171 : Design af affaldsbeholdere
- 172 : Økonomi i genanvendelse og affaldsbehandling
- 173 : Fyring med halm – en metode til renere forbrænding
- 174 : Spredningsudstyr til optimal udnyttelse af gylle
- 175 : Affald i Danmark – teknisk rapport
- 176 : Opløsningsmiddelfattige serigrafifarver
- 177 : Demonstrationsprojekt "Selektiv nedrivning"
- 178 : Farveseparering af skår
- 179 : Eco-labelling of Paper Products
- 180 : Renere teknologi – bygge- og anlægsaffald
- 181 : Beton med nedklistret tegl som tilslag
- 182 : Model til risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- 183 : Eksempler på risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- 184 : Danske søer og forsuringstruede søer
- 185 : Jernudvaskning fra drænedes pyritholdige arealer
- 186 : Kommunale affaldsplaner
- 187 : Planteplankton – metoder
- 188 : Økotoxikologisk vurdering af industrispildevand
- 189 : Renere teknologi ved fremstilling af støberikærner
- 190 : Ozonlagsnedbrydende stoffer – forbrug i 1990
- 191 : Renere teknologi i jern- og metalstøberier
- 192 : Dimensionering af grødefyldte bassiner til okkerrensning
- 193 : Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding II
- 194 : Kildesortering i Kolding kommune
- 195 : Lokal-kompostering i tæt, lav bebyggelse
- 196 : Substitution af kviksølv i produkter
- 197 : Grønne indkøb i amter og kommuner
- 198 : Kommunale affaldsregulativer
- 199 : Vegetabiliske olier – holdninger i den grafiske branche
- 200 : Vandfugle og søers miljøtilstand
- 201 : Ozonlagsnedbrydende stoffer – forbrug i 1991
- 202 : Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner
- 203 : Risikocrening ved nyttiggørelse og deponering af slagter
- 204 : Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer
- 205 : Zooplankton i søer – metoder og artsliste
- 206 : 2-delt indsamling i etageboliger i Svendborg kommune
- 207 : 2-delt indsamling i etageboliger i Århus kommune
- 208 : Vejles affaldssystem
- 209 : Jernudvaskning ved dræning af arealer med jern i grundvand
- 210 : Branchebekendtgørelser som styringsmiddel i miljøpolitikken
- 211 : Okkerbelastning af jyske vandløb
- 212 : Miljø og arbejdsmiljø i den grafiske branche Bind I – Ydre miljø
- 213 : Forbrug af og forurening med cadmium
- 214 : 3-delt indsamlingssystem for dagrenovation
- 215 : Forebyggende miljøarbejde
- 216 : Korrosionsbeskyttelse af stålkonstruktioner
- 217 : Indsamling af køleskabe og fryser
- 218 : Miljøvurdering af fotokemikalier

Nr.

- 219 : Husspildevand og renere teknologi
- 220 : Indsamling af madaffald fra husstande i København
- 221 : Byggeriets materialeforbrug
- 222 : Rensning og recirkulering af industrivaskerivand
- 223 : Benzin- og dieselolieforurenedes grunde
- 224 : Miljømæssig vurdering af mikrobiologiske plan-teskyttelsesmidler
- 225 : Spildevandsrensning ved ionbytning
- 226 : Organotin i danske farvande
- 227 : Miljøvurdering af SEBS og PET
- 228 : Miljøvurdering af EVA
- 229 : Miljøvurdering af EAA og EMA
- 230 : Chromfri, kemisk forbehandling af aluminium
- 231 : Vand- og stofbalance i en natureng
- 232 : Renere teknologi i Hvidovre Vandforsyning
- 233 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen i Nordjylland
- 234 : Renere teknologi i Hadsund kommune
- 235 : Emission af toluen fra dybtrykte tryksager
- 236 : Renere teknologi ved affedtning af aluminium
- 237 : PVC-holdige produkter i den grafiske branche
- 238 : Komposteringsanlæg Århus Nord
- 239 : Renere teknologi i den nordjyske fiskeindustri
- 240 : Evaluering af Det Nordjyske Rammeprogram for Renere Teknologi
- 241 : Differentierede renovationsgebyrer
- 242 : Grøn, statslig indkøbspolitik
- 243 : Planteplankton – økologi
- 244 : Miljøvurderinger og substitutionsovervejelser
- 245 : Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg
- 246 : Ozonlagsnedbrydende stoffer – forbrug i 1992
- 247 : Principper for fastsættelse af jordkvalitetskriterier
- 248 : Klorparaffiner i Danmark
- 249 : Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne
- 250 : Økotoxikologiske kvalitetskriterier for overfladevand
- 251 : Phytoplankton – Ecology
- 252 : Emballagevalg og affaldsproduktion på sygehuse
- 253 : Miljørigtig projektering
- 254 : Ecotoxicological Evaluation of Industrial Wastewater
- 255 : Fældningskemikaliers indhold af miljøfremmede stoffer
- 256 : Mikrobiologiske bekæmpelsesmidler
- 257 : Produktion og miljøforhold i papirindustrien
- 258 : Dyrkningsforsøg med kompost 1989-1993
- 259 : Vandforbrug i fremstillingsindustrien
- 260 : Industrispildevands miljøfarlighed
- 261 : Ozonlagsnedbrydende stoffer – forbrug i 1993
- 262 : Rensemaskiner med kulbrinter
- 263 : Grøn indkøbspolitik i amter og kommuner
- 264 : Dagrenovation fra private husholdninger
- 265 : Vægtafhængig dagrenovation – Tinglev Kommune
- 266 : Blæserrensning og korrosionsbeskyttelse af stålkonstruktioner
- 267 : Renere teknologi i malteri-, bryggeri- og mineralvandsindustrien
- 268 : Kortlægning af ressourcehåndtering i tekstil vådbehandling

Miljøprojekt nr. 345

1996

Miljømæssig screening af emballager til mælk

Marianne Suhr Wesnæs
Instituttet for Produktudvikling

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

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

Indholdsfortegnelse

1	Introduktion	7
1.1	Formål og resultat	7
1.2	Baggrund	7
1.3	Projektets gennemførelse	8
2	Resumé	9
2.1	Metode	9
2.2	Samlet oversigt	12
2.2.1	Ressourceforbrug	12
2.2.2	Miljøeffekter	13
2.2.3	Affald	15
3	Eksisterende undersøgelser af mælkeemballager	18
3.1	Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 88 (1987)	18
3.2	Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 168 (1991)	19
3.3	Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 202 (1992)	20
3.4	Tyskland: Det Tyske Miljøministerium (1993-95)	21
3.5	England: The Alliance for Beverage Cartons and the Environment (1995)	22
3.6	Sverige: Förpackningar i kretsloppet, bilag 1 (1994)	22
3.7	Sverige: Förpackningar i kretsloppet, bilag 2 (1994)	24
3.8	Norge: Norske Meierier (1994)	25
3.9	Udbytte af litteraturundersøgelsen	26
4	Metode	27
4.1	Princip for miljøvurderingen	27
4.2	Emballagesystemer og funktioner	28
4.3	Omfang og systemafgrænsning	29
4.3.1	"Bredden" - hvor mange produkter er med	29
4.3.2	"Længden" - hvor mange trin i livsforløbet er med	31
4.3.3	Allokering	33
4.4	Opgørelsen - hvilke data opgøres ?	35
4.5	Miljøvurdering - metodegrundlag	35
4.6	Metode - ressourceforbrug	36
4.6.1	Hvilke ressourcer er vurderet, og hvilke ikke ?	36
4.6.2	Normalisering af ressourceforbrug	37
4.6.3	Vægtning af ressourceforbrug	38
4.7	Miljøeffekter	39
4.7.1	Hvilke miljøeffekter er vurderet ?	40
4.7.2	Hvilke emissioner bidrager til hvilke effekter ?	41
4.7.3	Emissioner, der ikke er vurderet	42
4.7.4	Normalisering af potentielle effekter	43
4.8	Datakvalitet og usikkerheder	44

5	Mælkekarton - opgørelse	45
5.1	System for mælkekartoner - fra vugge til grav	45
5.2	Fremstilling af råmaterialer - skovbrug	46
5.3	Materialefremstilling - karton	47
5.4	Fremstilling af LDPE-granulat til laminat	49
5.5	Fremstilling af mælkekartoner	51
5.6	Tapning, distribution og forbrug	51
5.7	Bortskaffelse	53
5.8	Transport	55
5.8.1	Metode til beregning af energiforbrug ved transport	55
5.8.2	Transport i papkartonens livsforløb	57
5.8.3	Emissioner fra transport	62
5.9	Energifremstilling til hele systemet	64
5.10	Resultat af opgørelsen	66
6	Plastdunk til mælk - opgørelse	74
6.1	System for plastdunke til mælk - fra vugge til grav	74
6.2	Fremstilling af råmaterialer og materialefremstilling	75
6.3	Fremstilling af plastdunke og skruelåg	77
6.4	Fremstilling af etiketter	77
6.5	Tapning, detailhandel og forbrug	77
6.6	Bortskaffelse	79
6.7	Transport	80
6.7.1	Metode til beregning af energiforbrug ved transport	80
6.7.2	Transport i plastdunkens livsforløb	80
6.7.3	Emissioner fra transport	83
6.8	Energifremstilling til hele systemet	83
6.9	Samlet opgørelse	83
7	Miljøeffekter og vurdering af emballagesystemerne	88
7.1	Ressourcer	88
7.1.1	Resultat	88
7.1.2	Diskussion	91
7.2	Miljøeffekter	94
7.2.1	Resultater	94
7.2.2	Diskussion	95
7.3	Affald	99
7.3.1	Resultater	99
7.3.2	Diskussion	101
8	Referencer	103
8.1	Oplysninger fra følgegruppen for danske emballagesystemer	103
8.2	Anvendt litteratur	103

Bilag A. Oplysninger fra MD Foods om distribution af mælk 109

Bilag B. Beregninger af transportafstande for mælk 117

**Bilag C. Opgørelse: Beregninger af ressourceforbrug,
emissioner og affald 121**

**Bilag D. Vurdering af ressourceforbrug og miljøeffekter
- beregninger 137**

1. Introduktion

1.1 Formål og resultat

Formål

Formålet med dette projekt er at belyse miljømæssige belastninger i forbindelse med de eksisterende emballager til mælk i Danmark i dag: Laminerede gavl-top kartoner og plastdunke af HDPE (High density polyethylen).

Miljøvurderingen er udført på screeningsniveau, hvilket betyder, at der tages udgangspunkt i eksisterende litteraturredata. Der indsamles ikke specifikke data fra danske producenter.

Formålet med at foretage en screening er at få et indblik i de miljøbelastninger, de to emballagetyper medfører. Screeningen er ikke dækkende på alle områder for specifikke danske forhold.

Resultat

Undersøgelsen giver et indblik i:

- Miljøbelastningernes art for de to systemer.
- Størrelsesforhold af udvalgte miljøbelastninger for de to systemer.
- Områder, hvor der mangler viden om de to systemer.
- En indledende indikation af fordele og ulemper ved systemerne.
- Resultater fra relevante undersøgelser om mælkeemballage fra Danmarks nabolande.

Screeningen kan ikke anvendes som dokumentation for, om den ene emballageform er miljømæssigt at foretrække frem for den anden, men giver indikation om fordele og ulemper ved emballagesystemerne og giver et fingerpeg om de væsentligste miljømæssige forhold.

Målgruppe

Projektet har Miljøstyrelsen som målgruppe.

1.2 Baggrund

I løbet af det sidste halve år er debatten om mælkeemballager atter blusset op. Der er lanceret en ny engangsemballage til mælk på markedet: en plastdunk af polyethylen. Plastdunken har efterhånden vundet væsentlige markedsandele: I løbet af første halvår af 1995 har dunkene erobret ti procent af det totale danske marked for sød- og letmælk (Berlingske Tidende, 22.07.95).

De miljømæssige forhold omkring mælkeemballager i Danmark er tidligere blevet undersøgt i flere forskellige sammenhænge, men de har ikke omfattet de nye plastdunke.

I vore nærmeste nabolande er der også de seneste år gennemført flere undersøgelser af mælkeemballager. Det er ikke undersøgt, om disse undersøgelser kan overføres til danske forhold.

1.3 Projektets gennemførelse

Projektet er udført af Institutet for Produktudvikling, Livscykluscenteret, med Marianne Suhr Wesnæs som projektleder. Det er gennemført med fuldt tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Deltagende parter

Projektet er udarbejdet i løbet af sommeren og efteråret 1995. Undervejs har projektet været kommenteret af en høringsgruppe, der endvidere har bidraget med oplysninger til projektet. Høringsgruppen har bestået af repræsentanter fra:

- Forbrugerrådet
- Karton og Miljø v. A/S Tetra Pak
- Plastindustrien i Danmark
- MD Foods AMBA
- Kløver Mælk
- Dansk Handel og Service v. DSK
- FDB
- Emballageindustrien v. Schouw Packing

Projektet har løbende været drøftet med Miljøstyrelsen.

Projektet er gennemført som en screening baseret på eksisterende litteratur, og der er derfor ikke indsamlet oplysninger fra danske og udenlandske virksomheder.

Kvalitetskontrol

Der er ikke gennemført ekstern faglig kvalitetskontrol af metoderne bag denne rapport, men der er lagt stor vægt på, at alle anvendte metoder, data og beregninger er fremstillet så veldokumenteret og gennemsommeligt, at det skulle være muligt at kontrollere og reproducere resultaterne.

2. Resumé

2.1 Metode

Emballager

Denne miljøvurdering er en livscyklusvurdering af de emballager, der findes til mælk i dag:

- Gavl-top-papkartoner (1 liter og 1,5 liter) og
- Plastdunke af HDPE (2 liter).

Undersøgelsen dækker kun hovedemballagerne: papkarton med laminat og plastdunk med etiket og låg. Transportemballager, som f.eks. plastkasser eller paller til transport medtages ikke, og ligeledes har det ikke været muligt at inddrage farvestoffer og lim til etiketter og låg til plastdunken og trykfarver til papkartonen.

Fremstillingen af den energi, emballagerne bruger i deres livsforløb, er fulgt tilbage til udvinding af råvarer. Der anvendes dansk el-fremstilling for de processer, der foregår i Danmark, og svensk el-fremstilling for de processer, der foregår i Sverige.

Miljøvurdering

Miljøvurderingen består af:

- En beskrivelse af formål og systemgrænser (kapitel 4)
- En opgørelse af ressourcer, emissioner og affald (kapitel 5 og 6)
- En miljøvurdering, hvor resultaterne fra opgørelsen omregnes til ressourceforbrug og miljøeffekter (drivhuseffekt, forsuring, toksiske effekter mv.) (kapitel 7). Det slutdeponerede affald anvendes som indikator for de miljøeffekter, deponering af affald kan medføre (f.eks. grundvandsforurening).

Ressourceforbrugene er vægtede i forhold til de globale reserver.

Miljøeffekterne er ikke vægtet i forhold til hinanden - der er således ikke taget stilling til, om drivhuseffekt er mere kritisk for miljøet end næringssaltsbelastning.

Screening på foreliggende grundlag

Miljøvurderingen er udført som en screening. Det betyder, at er taget udgangspunkt i forhåndenværende litteraturredata, og i de data, der har været umiddelbart tilgængelige om de danske systemer for mælkeemballager. Der er nedsat en høringsgruppe med repræsentanter fra relevante parter, og flere disse har bidraget med oplysninger. Karton & Miljø har bidraget med data om papkartonerne og distribution, Plastindustrien i Danmark, ROSTI A/S og Kløver Mælk med data om plastdunkene, SCHOUW Packing A/S med data om tapning og MD Foods Amba har bidraget med information om distribution af mælk.

Funktionel enhed

Det er valgt at sammenholde emballagerne på grundlag af 100 liter mælk, der nogenlunde svarer til en danskers gennemsnitlige forbrug af konsummælk (sød-, let- og skummetmælk) på et år.

Emballagesystemernes primære funktion er at distribuere mælk. Derudover leverer de energi (el og varme), der fremkommer ved affaldsforbrænding af emballagerne. For at stille systemerne lige, så det er muligt at sammenligne dem, modregnes varmeproduktionen som "sparede ressourcer" og "sparede emissioner" som de ressourcer og emissioner, der ellers skulle have været brugt til at fremstille den tilsvarende mængde energi.

Øvrige funktioner er ikke inddraget, da det forudsættes, at disse er ens for emballagesystemerne. Det gælder f.eks. holdbarhed af mælken i emballagerne, sundhedsforhold for emballagerne, emballagens salgsfremmende egenskaber og emballagens styrke.

Mælk

Undersøgelsen omfatter ikke mælk - kun emballager til mælk. Alligevel er mælken inkluderet i nogle af de trin, hvor mælk og emballager naturligt "hører sammen" i overensstemmelse med anbefalinger fra den Europæiske Standardiseringsorganisation, CEN. Mælk er inkluderet ved påfyldning af mælk, under opbevaring i butik og hos forbruger samt under distribution af mælk.

Da alle udregninger foretages for 100 liter mælk, vil inddragelsen af mælk være uden betydning for de sammenlignende resultater, da inddragelsen sker for alle emballagesystemer. Det betyder til gengæld, at emballagesystemerne ikke kan betragtes isoleret, da en del af miljøeffekterne skyldes mælken og ikke kun emballagerne.

Opgørelse

Miljøpåvirkningerne fra processer, transport og energifremstilling opgøres som:

- Forbrug af ressourcer (og evt. fremkomne materialer)
- Forbrug af energi (som anvendes til at beregne miljøbelastningerne fra energifremstillingen)
- Emissioner til luft
- Emissioner til vand
- Produceret affald

Miljøvurdering

Disse miljøpåvirkninger omregnes til ressourceforbrug og miljøeffekter ved brug af UMIP-metoden (Udvikling af Miljøvenlige Produkter), der er udviklet af Institut for Produktudvikling for Miljøstyrelsen i 1992-96. Beskrivelsen af UMIP-metoden findes i Hauschild (1996) og Wenzel et al. (1996) og er ikke beskrevet detaljeret i denne rapport.

Ressourceforbrug

Emballagesystemernes ressourceforbrug vurderes ud fra forbruget af:

- Råolie (til energifremstilling og i plast)
- Naturgas (til energifremstilling og i plast)
- Stenkul (til energifremstilling)

- Træ (til karton i papkartoner og etiketter til plastdunke)
- Jern (bruges under energifremstilling til bl.a maskiner)
- Aluminium (bruges under energifremstilling til bl.a maskiner)

Det har ikke været muligt at følge fremstillingen af alle hjælpestoffer tilbage til udvinding af råstoffer fra jorden.

Ressourceforbrugene normaliseres, dvs forbruget af ressourcer til emballager holdes i forhold til en verdensborgers gennemsnitlige årlige ressourceforbrug. Dermed kan størrelsesordenen af ressourceforbruget vurderes.

Desuden vægtes ressourceforbrugene i forhold til de kendte reserver af ressourcer. Dermed kan det vurderes, hvor kritisk ressourceforbruget er.

Miljøeffekter

Miljøeffekterne præsenteres som *potentielle* miljøeffekter. Den reelle effekt i miljøet afhænger af omstændighederne. I miljøvurderingen vurderes de potentielle effekter for:

- Drivhuseffekt (Opvarmning af jordkloden)
- Ozonlagsnedbrydning
- Forsuring (syreregn)
- Næringssaltsbelastning (næringsstofberigelse i søer, vandløb og havet)
- Fotokemisk ozondannelse (smog og luftforurening i storbyer)
- Humantoksicitet via luft (Giftige effekter på mennesker fra luftforurening)
- Volumenaffald (som indikator for anvendelsen af arealer til deponier)
- Slagge og aske (som indikator for anvendelsen af arealer til deponier)
- Farligt affald (som indikator for grundvandsforurening eller evt. udsendelse af farlige stoffer ved forbrænding)
- Radioaktivt affald (som indikator for eventuelle strålingsskader fra affaldet).

Affald er ikke i sig selv en miljøeffekt, men anvendes som indikator for de effekter, affaldsdeponering kan medføre.

Desuden er andre toksiske effekter, som økotoksicitet og humantoksicitet via vand og jord, undersøgt.

Miljøeffekterne fra emballagerne normaliseres i forhold til en verdensborgers (for globale effekter) eller en danskers (for regionale og lokale effekter) gennemsnitlige årlige bidrag til effekterne. Et bidrag til drivhuseffekten på 10 mPE (milli person-ækvivalent) svarer dermed til 1% af personens årlige bidrag til drivhuseffekten.

Det er ikke vægtet, hvor kritiske miljøeffekterne er i forhold til hinanden, f.eks om forsuring er værre end drivhuseffekt.

2.2 Samlet oversigt

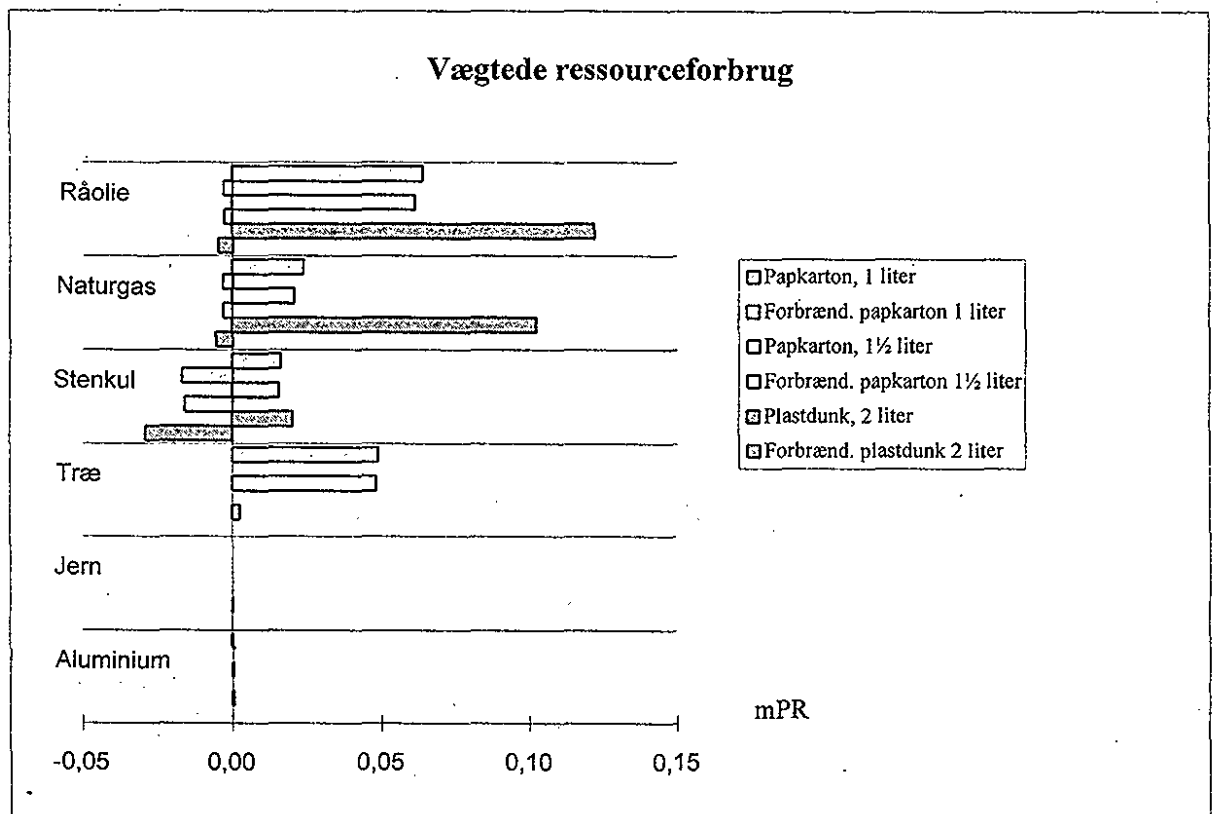
Figur 2.1 - 2.3 viser en samlet oversigt over hvilke emballager, der bidrager til hvilke ressourceforbrug, potentielle miljøeffekter og affaldsmængder. Ressourceforbrugene vises vægtede, mens miljøeffekterne vises normaliserede.

Det er ikke muligt at sammenligne på tværs mellem ressourceforbrug, miljøeffekter og affaldsmængder. Det skal pointeres, at der ikke er foretaget en vægtning for, hvilke miljøeffekter, der er mest kritiske, og at det derfor ikke er muligt at "sammenligne" effekterne, eller at vurdere, om et bidrag for én effekt på 0,6 mPE er mere eller mindre kritisk end et bidrag for en anden effekt på 0,1 mPE.

Den endelige konklusion afhænger derfor af, hvilke ressourceforbrug, miljøeffekter og affaldsmængder, der vurderes at være mest kritiske.

2.2.1 Ressourceforbrug

Ressourceforbrug for papkartoner og plastdunke til 100 liter mælk er vist i figur 2.1. Ressourceforbrugene er vægtede i forhold til de kendte reserver af hver ressource. Ved forbrændning af de brugte emballager kan energien udnyttes, og derved "spares" dansk el. Dette er vist som negative ressourceforbrug i figuren.



Figur 2.1

Vægtede ressourceforbrug fra et års forbrug af hhv papkartoner og plastdunke til mælk (svarende til 100 liter mælk).

Det skønnes, at varitionen på resultaterne for råolie, naturgas, stenkul og træ ligger på 10-20%, og for jern og aluminium på 50-100%.

Råolie og naturgas

Vægtningen viser, at det væsentligste ressourceforbrug for alle emballagerne er råolie, og for plastdunkene endvidere naturgas. Plastdunkene forbruger stort set dobbelt så meget råolie som papkartonerne, og 4-5 gange så meget naturgas.

Stenkul

Forbruget af stenkul ligger på samme niveau for alle emballagerne, men forbrænding af plasten giver et lidt større potentiale for at spare stenkul til dansk elfremstilling end papkartonerne. Forbrænding af plastdunkene kan medføre en besparelse, der er større end de mængder stenkul, der samlet er forbrugt i plastdunkens livsforløb, således at plastdunkenes samlede nettoforbrug er "negativt".

Træ

Papkartonerne bruger, ikke overraskende, mest træ, der er en fornyelig ressource i modsætning til de ovennævnte fossile brændstoffer.

Jern og aluminium

Alle emballagernes forbrug af jern og aluminium som hjælpematerialer i energiproduktionen må betragtes som ubetydelige.

1-liters og 1½-liters papkarter

Alle ressourceforbrug er en anelse højere for 1-liters papkarter end for 1½-liters papkarter, men forskellen er ikke markant.

Sparede ressourcer ved forbrænding

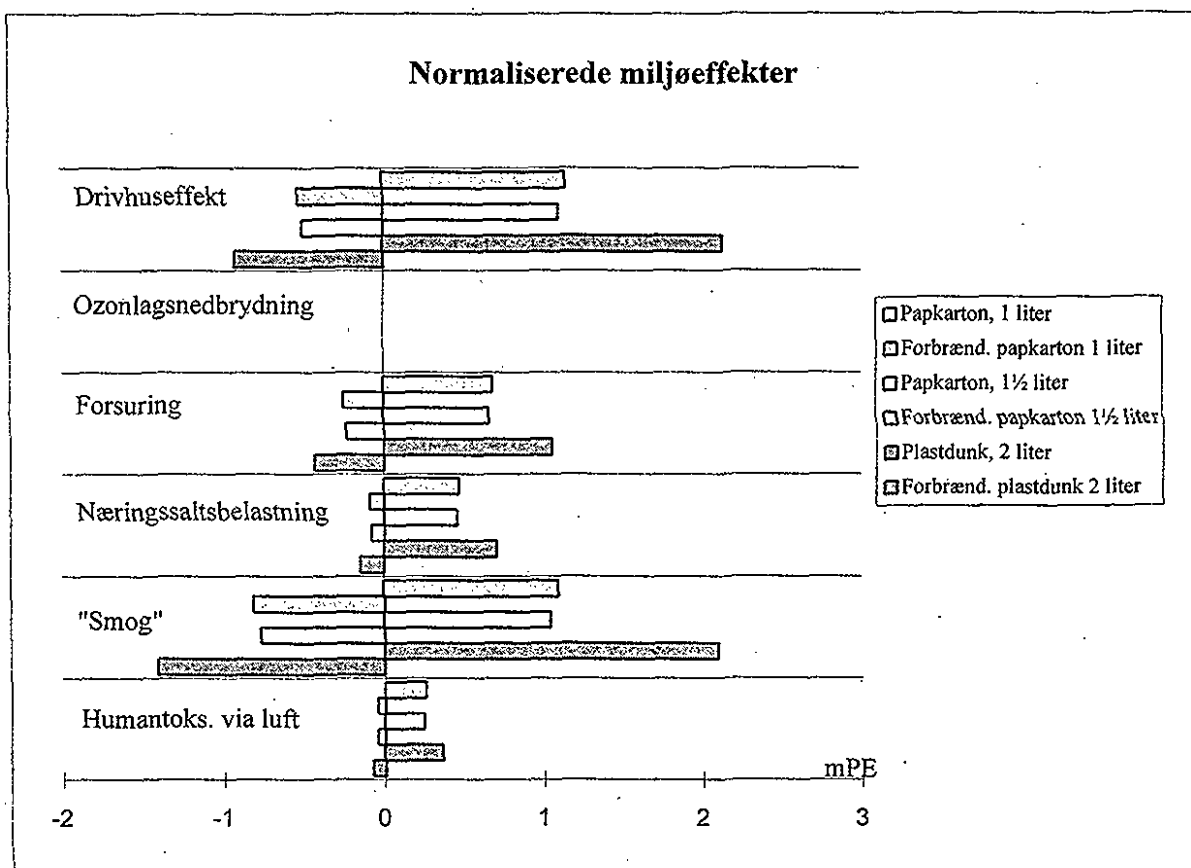
Per 1.1.1997 stoppes deponering af brændbart affald, det forventes at resultere i, at der ikke længere deponeres dagrenovation. Det vil betyde, at de ovenfor anførte ressourcebesparelser kan øges - hvor der i beregningerne er taget udgangspunkt i 80% forbrænding, vil dette kunne øges til 100%. Det har størst betydning for besparelserne af stenkul.

Konklusion

Plastdunkene forbruger større mængder af de ikke-fornyelige ressourcer råolie og naturgas end papkartonerne. Forbrænding af plastdunkene giver så tilgængelig også en større besparelse af stenkul, der dog vurderes ikke at opveje forbruget af råolie og naturgas.

2.2.2 Miljøeffekter

Bidrag til miljøeffekter fra papkarter og plastdunke til 100 liter mælk er vist i figur 2.2. Miljøeffekterne er normaliserede, dvs at bidragene er sat i forhold til en persons gennemsnitlige årlige bidrag. Bemærk, at miljøeffekterne skal betragtes som *potentielle effekter*, da den faktiske virkning af en udledning afhænger af, hvor i omgivelserne, den finder sted. De potentielle effekter, som kan "spares" ved at udnytte energien fra forbrænding af de brugte emballager, er vist som negative bidrag i figur 2.2.



Figur 2.2

Normaliserede potentialer for miljøeffekter fra et års forbrug af hhv papkarter og plastdunke til mælk (svarende til 100 liter mælk)

Det skønnes, at variationen for resultaterne for drivhuseffekten ligger på ca 30%, forsuring, næringssaltsbelastningen og smog skønnes at have en variation på 50-100%, mens de humantoksiske effekter kan variere med mindst en faktor 10, muligvis mere.

Drivhuseffekt og smog

Figur 2.2 viser, at plastdunkene bidrager næsten dobbelt så meget til drivhuseffekten og fotokemisk ozon ("smog") som papkarterne. Til gengæld giver plastdunkene også større besparelser i bidrag til drivhuseffekten og smog ved affaldsforbrænding med energigenvinding, så når usikkerhederne tages med i betragtning, kan man ikke påvise en klar forskel mellem emballagerne for drivhuseffekt og smog.

Forsuring og næringssaltsbelastning

Plastdunkene bidrager lidt mere til forsuring og næringssaltsbelastning end papkarterne. Til gengæld er besparelsen i bidrag til forsuring også større ved affaldsforbrænding af plastdunkene.

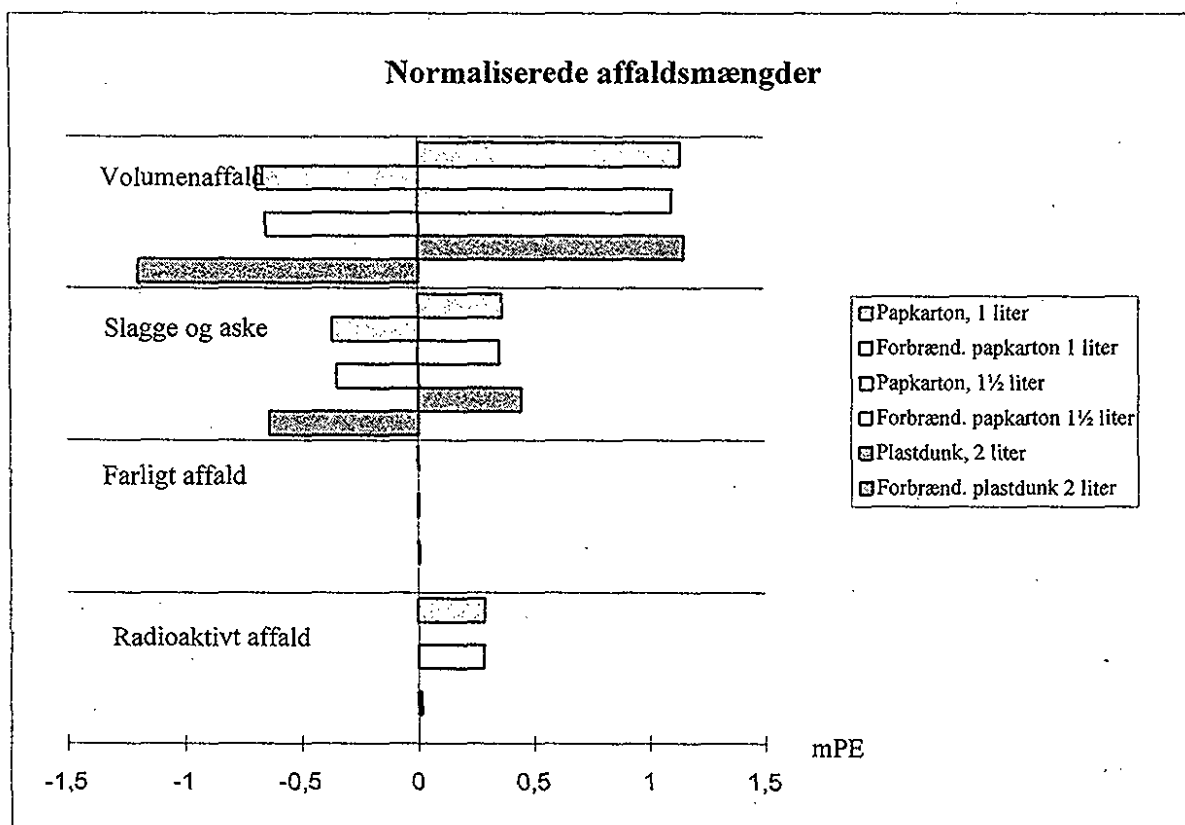
Ozonlagsnedbrydning

Der er ikke fundet stoffer, der bidrager til ozonlagsnedbrydning for nogen af emballagerne.

<i>Humantoksicitet via luft</i>	På grundlag af usikkerhederne kan der ikke påvises nogen forskel mellem papkartoner og plastdunke for bidraget til humantoksicitet.
<i>1-liters og 1½-liters papkartoner</i>	Som for ressourceforbrugene er alle potentielle miljøeffekter en anelse højere for 1-liters papkartoner end for 1½-liters papkartoner, men forskellen er ikke markant.
<i>Øvrige toksiske effekter</i>	Det har ikke været muligt at identificere stoffer med økotoksiske effekter eller humantoksiske effekter via vand og jord i emballagesystemerne. Det er ikke ensbetydende med, at de ikke forekommer. Det vil kræve en nærmere undersøgelse at opgøre specifikke toksiske stoffer fra emballagesystemerne. Betydningen af, at de ikke er opgjort, kan ikke vurderes.
<i>Sparede emissioner ved forbrænding</i>	Som for ressourceforbrug, vil forbrænding af 100% af affaldet i stedet for de 80%, der er regnet med her, give tilsvarende større "sparede bidrag" til miljøeffekterne. Det vil i endnu højere grad udviske forskellen mellem emballagerne for drivhuseffekt og smog.
<i>Blæsestøbning af plast</i>	Der har ikke været data til rådighed for emissioner fra blæsestøbning af plastdunke. Der kan muligvis forekomme toksiske effekter fra nogle af disse emissioner, men det har som nævnt ikke været muligt at opgøre toksiske effekter i tilstrækkeligt omfang i denne screening.
<i>Konklusion</i>	Der er ikke fundet nogle afgørende forskelle i bidragene til miljøeffekter fra papkartoner og plastdunke til mælk. Det er ikke dermed et bevis for, at systemerne er "ligeværdige" miljømæssigt - en livscyklusvurdering på screeningsniveau vil aldrig kunne bruges som "bevisførelse". En screening kan kun give indikationer, og en forskel på f.eks. en faktor 10 ville have vist sig i screeningen for de fleste miljøeffekter. Det vurderes, at de væsentligste bidrag til drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning og smog er med i screeningen. Der er ikke fundet bidrag til ozonlagsnedbrydningen. Der har ikke været et tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne dække de toksiske effekter, og eventuelle forskelle mellem emballagerne ville derfor ikke vise sig i denne screening.

2.2.3 Affald

Affald er ikke en miljøeffekt i sig selv, men anvendes som indikator for de effekter, affaldsdeponering kan medføre. Figur 2.3 viser de normaliserede affaldsmængder fra emballagerne. De affaldsmængder, som kan "spares" ved at udnytte energien fra forbrænding af de brugte emballager, er vist i figuren som negative bidrag.



Figur 2.3

Normaliserede affaldsmængder fra et års forbrug af hhv papkartoner og plastdunke til mælk (svarende til 100 liter mælk).

Det skønnes, at variationen for volumenaffald, slagge og aske samt radioaktivt affald ligger på omkring 30%. Variationen for farligt affald skønnes at være 50-100%.

*Volumenaffald samt
slagge og aske*

Figur 2.3 viser, at papkartoner og plastdunke bidrager til stort set samme mængder volumenaffald samt slagge og aske, men at besparelsesmulighederne er større for plastdunke, således at netto-bidraget er en anelse mindre for plastdunkene. Forskellen er dog så lille, at man på baggrund af usikkerhederne ikke klart kan konkludere, at plastdunkene samlet set bidrager mindst.

Farligt affald

Plastdunkene bidrager ca. dobbelt så meget til farligt affald som papkartonerne. Bidraget er meget lille set i forhold til en danskers øvrige bidrag til farligt affald på et år.

Radioaktivt affald

Papkartonerne bidrager væsentligt mere til radioaktivt affald end plastdunkene, hvilket skyldes, at en væsentlig del af papproduktionen foregår i Sverige med svensk produceret el, der blandt andet er baseret på kernekraft.

Emballageaffald
- volumen kontra vægt

Et af problemerne med husholdningsaffald er det volumen, affaldet optager i forbrugernes affaldsbeholder/ skraldesæk, volumen under transport (hvor det dog komprimeres) og endeligt på deponiet. Det har ikke været muligt at vurdere emballagernes volumen i forhold til hinanden. Emballageaffaldet opgøres derfor i vægt, hvilket egentligt er mindre relevant end volumet.

Konklusion

Der er ikke væsentlige forskelle på mængderne af volumenaffald, slagge og aske samt farligt affald for de to emballagetyper. Papkartonerne bidrager væsentligt mere til radioaktivt affald.

3. Eksisterende undersøgelser af mælkeemballager

Der er i løbet af de sidste ti år gennemført en hel del livscyklus-kortlægninger og -vurderinger af mælkeemballager i Danmark og Europa. Mange emballager er undersøgt: gavl-top karton, returflasker af glas og polycarbonat, plastposer og nu plastdunke.

Udvælgelse

Ikke alle disse undersøgelser vil blive beskrevet her. Tre danske undersøgelser og de nyeste, mest relevante udenlandske undersøgelser medtages. De fleste øvrige undersøgelser er for gamle med forældede data, mange omhandler ikke emballager, der er interessante for denne rapport, og endelig er der en del, som ikke kan anvendes for danske forhold.

De undersøgelser, der omtales her, skal derfor kun ses som det mest relevante udsnit af de hidtil gennemførte undersøgelser.

Forskellige resultater

Forskellige undersøgelser giver forskellige resultater, som Kim Christiansen (1991) også påpeger i artiklen "Environmental assessment of products". Han har sammenlignet fem studier af mælkeemballager - fra Schweiz (1984), Tyskland (1984), Sverige (1985), Holland (1990) og Danmark (1991) og fundet, at de giver vidt forskellige konklusioner på basis af forskelle i datagrundlag, systemgrænser, udeladelse af nogle af livscyklusfaserne, fortolkning af resultaterne, energifremstilling etc. Det er derfor meget væsentligt at være kritisk, når resultater fra andre studier anvendes.

3.1 Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 88 (1987)

Miljøprojekt nr. 88, 1987, "Emballage til mælk og juice" er udarbejdet af ØKOconsult Aps og Emballage- & Transportinstitutet (Eti) for Miljøstyrelsen.

Undersøgelsen omhandler hovedsageligt de økonomiske og praktiske omstændigheder ved overgang fra engangsemballager til returemballager for mælk og juice.

I rapporten behandles de miljømæssige konsekvenser kort. Rapporten tager udgangspunkt i to udenlandske studier: Det Schweiziske "BUS" fra 1984 (Bundesamt für Umweltschutz, Oekobilanz von Packstoffen) og en svensk undersøgelse fra Tetra Pak fra 1986 (Sundström). Data fra disse referencer er i dag forældede og kan ikke anvendes i dette projekt.

3.2 Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 168 (1991)

Miljøprojekt nr 168, 1991, "Miljømæssig vurdering af mælkeemballage" er udført af K. Pommer et al., Dansk Teknologisk Institut, Kemiteknik, for Miljøstyrelsen.

Formål og emballager

Formålet med undersøgelsen er at vurdere de miljømæssige forhold for to mælkeemballager: De eksisterende gavl-top kartoner og nogle nyudviklede returflasker af polycarbonat. Holmia A/S var på det tidspunkt i gang med at undersøge mulighederne for at indføre returflasker af polycarbonat til mælk.

Systemgrænse

Undersøgelsen skulle så vidt muligt være fra "vugge til grav" og dække emballagesystemernes samlede livsforløb. Det første trin i livscyklus - olieboring og skovdrift - er ikke medtaget i vurderingen. Energikilderne er ikke identificeret for alle processer og fremstilling af energi er ikke medtaget.

Kapsler og etiketter er medtaget. Derimod udelades slippasta til etiketterne, farvestoffer til polycarbonatflasken, trykfarver til etiketter og farver til mælkekartonen, fremstilling af de anvendte kemikalier samt transportkasser og transportcontainere.

Begge systemer vurderes som om de eksisterer, og de ressourcer og miljøbelastninger, etablering af systemet medfører, medtages ikke.

Vurderingsmetode

Systemerne vurderes ud fra en opgørelse af ressourceforbrug, forbrug af kemikalier, energiforbrug, emissioner til luft og vand samt affald.

Undersøgelsen er en kortlægning af miljøpåvirkninger, og der er ikke omregnet til miljøeffekter (f.eks. drivhuseffekt og ozonlag nedbrydning) og betydningen af ressourceforbrugene (råolie og træ) er ikke vurderet.

Datagrundlag

Til fremstilling af karton anvendes data fra Lundquist & Sundström (1986) og BUS (1984) med supplerende data fra Sundström (1990) og Schouw Packing (1990). Til fremstilling af polyethylen til laminering af kartonen anvendes BUS (1984). Data til fremstilling af polycarbonat er baseret på data fra 1977 (MRI, 1977), BUS (1984) og hollandske data fra 1990.

Konklusion

Pommer et al. (1991) konkluderer, at genpåfyldelige flasker af polycarbonat bruger mindre energi og råvarer end papkartoner, men at det ikke har været muligt at udpege klare forskelle mellem miljøbelastningerne fra de to emballagetyper. Forfatterne påpeger, at nogle af de anvendte data er mere end 10 år gamle, hvilket kan have betydning for resultaterne. Det var ikke muligt at indhente nyere data inden for tidsrammer af projektet.

<i>Anvendelse i dette projekt</i>	Data for fremstilling af gavl-top kartonen er baseret på ældre data og livscyklusmetoden er udviklet meget siden denne rapport blev udarbejdet. Der er derfor arbejdet på at fremskaffe nyere data til nærværende projekt. Oplysninger fra Pommer et al. (1991) om transportafstande i forbindelse med distribution af mælk og mejeriernes placering i Danmark anvendes til udregningerne i nærværende projekt.
3.3 Danmark: Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr. 202 (1992)	
	Miljøprojekt nr. 202, 1992, "Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner" er udarbejdet af K. Pommer et al., Dansk Teknologisk Institut, Miljøteknik for Miljøstyrelsen.
<i>Formål og emballager</i>	Formålet med projektet er at undersøge, om indsamling og genanvendelse af kasserede mælkekartoner er miljømæssigt og økonomisk bedre end den nuværende bortskaffelse af kartonerne (forbrænding og deponering). Der ses kun på det eksisterende system med gavl-topkartoner - andre emballager til mælk er ikke behandlet.
<i>Systemgrænse</i>	Projektet bygger på livscyklusprincipper, men medtager kun de sidste trin i papkartonens livsforløb: fra anvendelse af kartonerne hos forbrugeren til bortskaffelse ved forbrænding/deponering eller til oparbejdning til genanvendeligt materiale efter indsamling. Fremstilling af returpapir fra brugte mælkekartoner er inkluderet i systemerne for genvinding af mælkekartoner. Derudover er systemgrænserne lagt som i Miljøprojekt nr. 168, se forrige afsnit.
<i>Vurderingsmetode</i>	Mulighederne for bortskaffelse og genanvendelse er vurderet ud fra: Hygiejne og arbejdsmiljø, virksomhedsøkonomi, samfundsøkonomi og miljø. Miljøet vurderes ud fra en kortlægning uden beregning af miljøeffekter, som Miljøprojekt nr. 168. Der er ikke foretaget en samlet opgørelse af udledningen af kuldioxid.
<i>Datagrundlag</i>	Der anvendes data fra miljøprojekt nr. 168, og datagrundlaget fremgår derfor af forrige afsnit.
<i>Konklusion</i>	Det konkluderes blandt andet, at det ressourcemæssigt er fornuftigt at oparbejde kasserede mælkekartoner. Emissionerne fra indsamlingen vurderes som uden betydning. Emissionerne fra oparbejdning /genvinding af mælkekartoner medfører ikke større miljøbelastning end ved kartonproduktion i øvrigt.
<i>Anvendelse i dette projekt</i>	Det er ikke relevant at anvende data fra dette projekt af samme grund som for Miljøprojekt nr. 168.

3.4 Tyskland: Det Tyske Miljøministerium (1993-95)

Det tyske Miljøministerium igangsatte i 1990 en omfattende undersøgelse af emballager til mælk og øl: "Ökobilanz für Getränkeverpackungen". Undersøgelsen er udført af Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung (IVL), Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) og Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung (GVM). Det blev afsluttet i foråret 1995.

Formål og emballager

Formålet med undersøgelsen er at bestemme, hvilke af de undersøgte emballager til øl og mælk, der giver den mindste miljøbelastning. Desuden er det formålet at identificere miljømæssige fordele og ulemper ved hvert system og at udvikle strategier for at optimere hvert system. For mælk undersøges emballagerne: Genpåfyldelige glasflasker, brik papkartoner, gavl-top papkartoner og plastposer - alle 1 liter. For dette projekt er det kun gavl-top kartonerne, der er relevante.

Systemgrænse

Undersøgelsen dækker alle livscyklustrin fra udvinding af råstoffer til slutdeponering - med undtagelse af detailhandelens køling af mælken og forbrugerens transport fra detailhandel til hjem. Al øvrig transport og energiproduktion er inkluderet. Eventuelle afvigelser fra dette fremgår ikke af rapporten, f.eks er det ikke detaljeret beskrevet, om skovdrift er med.

Ud over hovedemballagerne er også transport- og multipak-emballager medtaget, f.eks krympefolie, paller, kartonmellemlag og transportkasser. Selve produktet - mælk og øl - er holdt uden for undersøgelsen.

Der er opstillet forskellige scenarier for at afprøve udvalgte antagelser om f.eks transportforhold, returprocenter og andel af primære/sekundære råstoffer.

Vurderingsmetode

De indsamlede data er omregnet til effektkategorier:

- Ressourceforbrug
- Drivhuseffekt
- Ozonlagsnedbrydning
- Skadevirkninger for menneskers sundhed
- Skadevirkninger for organismer og økosystemer
- Fotokemisk ozondannelse ("smog")
- Forsuring
- Næringsstofbelastning af vand og jord
- Arealforbrug
- Støj

Datagrundlag

Der er indsamlet stedspecifikke procesdata for alle systemerne. Målet har været at indsamle data for 1992-93, hvilket dog kun har været delvist muligt. Emballagernes livsforløb er fulgt for konkrete mælkeproducenter, og resultaterne kan derfor ikke uden videre

overføres til andre producenter, da der kan være forskelle på producenternes og underleverandørenes produktionsmetoder.

Hvor det ikke har været muligt at anvende stedsspecifikke data, er der anvendt generelle data fra litteraturen. Det fremgår ikke af rapporten, hvilke data, der er stedsspecifikke og hvilke, der er fra litteraturen.

Usikkerheden på resultater oplyses ikke af rapporten.

Konklusion

Under de i undersøgelsen opstillede forudsætninger konkluderes det, at for mælk er den genpåfyldelige glasflaske "økologisk overlegen" i forhold til brik papkartoner og gavl-top kartoner, mens der ikke er nogen klar forskel mellem plastposer og genpåfyldelige glasflasker.

Anvendelse i dette projekt

De anvendte data fremgår ikke af rapporten - kun de sammenlagte resultater. Det er derfor ikke muligt at anvende dem i dette projekt.

3.5 England: The Alliance for Beverage Cartons and the Environment (1995)

Pira International har i sommeren 1995 afsluttet en rapport om mælkeemballager for The Alliance for Beverage Cartons and the Environment. Rapporten er lavet som et internt arbejdsnotat og er fortrolig, hvorfor det ikke været muligt at anvende den.

3.6 Sverige: Förpackningar i kretsloppet, bilag 1 (1994)

"Beräkningar av miljökonsekvenser av kretsloppspropositionen. Livscykelanalyser av förpackningar" er udarbejdet af ÅF-Industrins Proceskonsult AB Miljö ved G.Granath et al. i 1993-94.

Rapporten er en del af serien "Förpackningar i kretsloppet" fra marts 1994, der udgør beslutningsgrundlaget for Statens Naturvårdsverks arbejde med målsætninger for genanvendelse og genvinding af udvalgte emballagetyper.

Formål og emballager

Formålet med undersøgelsen er at undersøge miljøkonsekvenser af genanvendelse/genvinding af udvalgte emballagematerialer: aluminium, stål, papir, pap, karton og plast. Som en del af undersøgelsen gennemregnes eksempler med emballager, herunder en HDPE-flaske og en gavl-top papkarton til mælk.

Systemgrænse

Der anvendes livscyklusprincipper, og for HDPE-flasken og papkartonen er hele livsforløbet inkluderet fra udvinding af olie og

skovdrift over fremstilling af materialer og emballager til genvinding og bortskaffelse.

Undersøgelsen omfatter kun hovedemballagerne: flasker og kartoner (med LDPE-laminering) - transport og multi-pak emballager er ikke med. Fremstilling af hjælpestoffer og kemikalier er i nogen grad medtaget og fremstilling af energi er inkluderet. For de processer, der foregår i Sverige regnes med svensk el-produktion, og for de produktioner, der foregår i udlandet, regnes med den lokale el-produktion.

Vurderingsmetode

Miljøeffekterne udregnes og vurderes efter tre forskellige principper, der holdes op mod hinanden.

Datagrundlag

Fremstilling af HDPE er baseret på data fra APME (1993). Til fremstilling af HDPE-flasken anvendes BUWAL (1991). Til fremstilling af kartonen anvendes data fra Tillman et al. (1991), der anvender oplysninger fra Sundström (1991), som anvender specifikke data fra svenske mælkeproducenter.

Konklusion

Det er teknisk muligt at genvinde papkartoner til mælk, dog må returfibrene anvendes til andre produkter. Øget genvinding af papkartoner mindsker mængden af affald og udslip til vand (marginalt) - men samlet set kan det ikke vurderes, om øget genvinding af papkartoner til mælk er en miljømæssig forbedring (de forskellige principper til at udregne og vægte miljøeffekterne giver modstridende resultater):

Genvinding af HDPE-flasker begrænses af sammenblanding af farvede flasker. Endvidere må det genvundne materiale ikke anvendes til levnedsmidler, og det vurderes derfor, at det ikke vil være muligt at afsætte al genvundet plast fra flaskerne.

Det totale ressource- og energiforbrug mindskes med øget genvinding af HDPE-flasker, og samlet set er det en miljømæssig fordel at genvinde plast ud fra de forudsætninger, der er opstillet i rapporten.

Anvendelse i dette projekt

Data for emballagematerialerne er af nyere dato (fra 1991-94) og dækker svenske forhold, der antages også at være repræsentative for danske forhold - dette gælder dog ikke energifremstillingen.

Data til fremstilling af HDPE vil blive anvendt direkte fra referencen (APME), men de øvrige data til fremstilling af plastflaske, papirfremstilling og papkarton er forholdsvis nye og vil kunne blive inddraget i dette projekt. Data er oven i købet opstillet forståeligt og tilgængeligt i modsætning til mange andre projekter.

3.7 Sverige: Förpackningar i kretsloppet, bilag 2 (1994)

“Återvinning av mjölkkartong. En LCA-studie av skillnader i miljöbelastning” er udarbejdet for Statens Naturvårdsverk (SNV) af G. Finnveden, L. Person og B. Steen fra Chalmers Industriteknik og IVL. Rapporten er en del af serien “Förpackningar i kretsloppet”, som omtalt i forrige afsnit.

Formål og emballager

Formålet med rapporten er at undersøge miljømæssige forskelle mellem bortskaffelse og genvinding af papkartoner til mælk. Papkartonerne er, som de danske, formet som gavl-top kartoner.

Systemgrænse

Undersøgelsen er baseret på livscyklusprincipper, men da de første trin i livsforløbet er ens for de opstillede scenarier, udelades disse. Analysen starter derfor med den færdige, brugte mælkekarton.

De genvundne mælkekartoner forarbejdes til returpapir, og da dette returpapir erstatter produktion af nyt papir, trækkes fremstilling af nyt papir, skovhugst og papirfremstilling fra. Skovhugst og papirfremstilling opgøres derfor som “sparede produktioner”, hvilket er i overensstemmelse med den seneste udvikling i metoderne for livscyklusvurderinger.

For at få samme funktionelle enhed for alle scenarierne, er varmeproduktion medtaget. I de scenarier, hvor varme ikke opstår ved forbrænding af emballagerne, fordi emballagerne genvindes, er alternativ varmeproduktion medtaget. De tre scenarier er således:

- 1: Alle emballager forbrændes hvorved der dannes varme.
- 2: 65% genvinding af emballager + varmeproduktion fra gennemsnitlig svensk fjernvarme samt forbrænding af industriaffald
- 3: 65% genvinding af emballager + forbrænding af olie.

Det betyder, at der for alle scenarierne er to produkter: emballager og varme.

Opgørelserne dækker kun selve den laminerede mælkekarton - LDPE og karton, og transport- og multipak-emballager er ikke medtaget. Fremstilling af hjælpestoffer og kemikalier er ikke inkluderet, men fremstilling af energi er med.

Vurderingsmetode

Vurderingen er gennemført som en fuld miljøvurdering. Miljøeffekter som drivhuseffekt, forsurening, eutrofiering etc. er beregnet, og effekterne er vægtet efter seks forskellige metoder. Der er endog gennemført følsomhedsanalyser for resultaterne.

Datagrundlag

Data til papirindustrien er hentet fra Tillman et al. (1991) (der anvender data fra Sundström 1991) og Finnveden et al. (1993) (der anvender data fra den svenske papirindustri, 1992). Miljøeffekterne er beregnet ud fra data og principper fra Finnveden et al. (1993).

<i>Konklusion</i>	Genvinding af mælkekartoner mindsker forbruget af fornyelige ressourcer (træ), og medfører mindre affaldsmængder. Med hensyn til de øvrige typer af miljøeffekter har det ikke været muligt at drage entydige konklusioner.
<i>Anvendelse i dette projekt</i>	Data til papirfremstilling og forbrænding af papkartoner er relativt nye og anvendes til sammenligning. Der er ingen data om fremstilling af mælkekartoner eller distribution.

3.8 Norge: Norske Meierier (1994)

Norske Meierier udgav i 1994 projektet "Livsløbsanalyse av ulike emballagesystemer for konsummelkprodukter". Projektet blev udført af Sundström i samarbejde med forskningsinstituttet MATFORSK.

<i>Formål</i>	Formålet med undersøgelsen er at øge kendskabet til ressourceforbrug og miljøbelastninger fra forskellige emballagesystemer til mælk, så disse erfaringer kan indgå i overvejelserne om fremtidige systemer, videreudvikling af systemerne og i dialog med myndighederne. Endvidere er det formålet at finde potentialet for miljøforbedringer i det eksisterende system.
<i>Emballager</i>	Norske Meierier har undersøgt gavl-top kartoner, returflasker af glas, returflasker af polycarbonat og polyethylenposer til mælk.
<i>Systemgrænse</i>	Undersøgelsen er gennemført efter livscyklusprincipper og medtager alle trin fra vugge til grav. Sekundære emballager som transportkasser og rullecontainere er medtaget.
<i>Vurderingsmetode</i>	I undersøgelsen opgøres forbrug af ressourcer og energi, emissioner til luft og vand samt affald. Emissionerne diskuteres i relation til norske miljømål og miljøeffekter som drivhuseffekt og ozonlagsnedbrydning, men emissionerne omregnes ikke til effekter.
<i>Datagrundlag</i>	Norges to producenter af gavl-top kartoner har bidraget med helt opdaterede data fra perioden 1992-1993. Data om distributions-systemet er fra 1990. Der er i høj grad anvendt stedspecifikke data.
<i>Konklusion</i>	Norske Meierier konkluderer, at transporten har væsentlig betydning for systemernes ressourceforbrug og miljøpåvirkning, dog mest for returflaskerne af glas og polycarbonat. Polyethylenposen bruger mindst energi, mens energiforbruget til gavl-top kartonen i høj grad er baseret på bioenergi. Øget energigenvinding ved affaldsforbrænding vil reducere energiforbruget til gavl-top kartonen og polyethylenposen.

Spild af mælk under tapning har stor betydning for COD og BOD - for alle systemerne. Når det gælder vandforurening, må spildet af mælk tillægges afgørende betydning ved valg af emballagesystem. Det har ikke været muligt at kortlægge miljøgifte i et tilstrækkeligt omfang til at kunne danne konklusion på dette område.

Resultaterne giver ikke grundlag for at prioritere returemballager frem for engangsemballager for de undersøgte emballagetyper.

Anvendelse i dette projekt

De anvendte data fremgår ikke af rapporten - kun de sammenlagte resultater. Det er derfor ikke muligt at anvende dem i dette projekt.

3.9 Udbytte af litteraturundersøgelsen

Litteraturundersøgelsen viser først og fremmest, at mælkeemballager er et område, der er stor miljømæssig fokus på, både i Danmark og vores nabolande.

Ingen af de tilgængelige rapporter sammenstiller HDPE-flasker og papkartoner, og det er derfor ikke muligt at se, hvad vores nabolande konkluderer om den miljømæssige forskel mellem disse emballagetyper.

Det er dog muligt at anvende oplysninger fra rapporterne i nærværende rapport. Data fra vores nabolande er således hovedsageligt anvendt som sammenligningsgrundlag til de danske data for at se, om de anvendte værdier er af samme størrelsesorden som de værdier, der er anvendt for samme proces i Sverige og Norge.

Data fra de danske rapporter (Pommer et al, 1991 og Pommer et al., 1992) er generelt forældede og kan ikke anvendes i dag. Dog er oplysninger om transportafstande for distribution af mælk anvendt i nærværende rapport.

Det har desværre ikke været muligt at finde tilstrækkelige oplysninger om ressourceforbrug, energi, emissioner og affald til fremstilling af hjælpestoffer og kemikalier i de undersøgte rapporter. Fremstilling af hjælpestoffer og kemikalier vil derfor også i denne rapport blive udeladt på grund af datamangel.

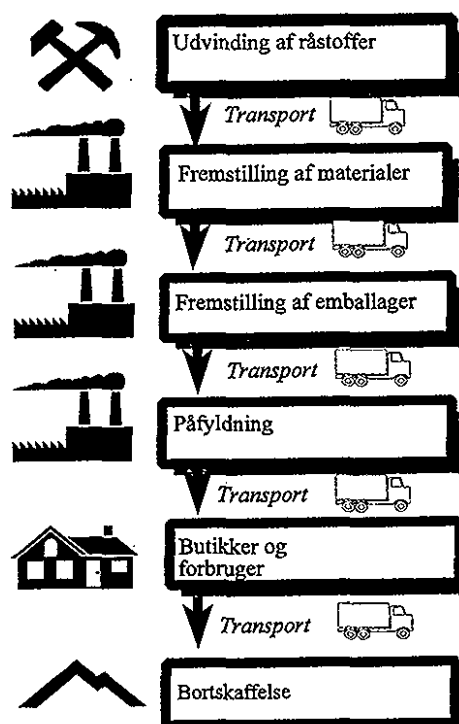
Norske Meierier (1994) konkluderer, at spild af mælk under tapning har afgørende betydning for vandforureningen, og at der er forskel mellem de undersøgte emballagetyper - det har desværre ikke været muligt at indsamle specifikke oplysninger om tapning og spild af mælk for de danske mælkekartoner og plastdunke, og tapning af mælk er ikke medtaget i nærværende rapport.

4. Metode

4.1 Princip for miljøvurderingen

LCA - fra vugge til grav

Miljøvurderingen er en livscyklusvurdering, hvor emballagernes livsforløb opgøres fra vugge til grav.



Figur 4.1 Livsforløbet for mælkeemballager.

Metoder

Den metode, der er anvendt til gennemførelsen af livscyklusvurderingen i denne rapport, følger de hovedprincipper som de førende eksperter på LCA-området anvender i dag. Principperne fremgår blandt andet af:

- "Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment" samt de tilhørende tekniske rapporter (Lindfors et al., 1995)
- SETACs publikationer (Society of Toxicology and Chemistry, publikationer fra 1990-95, Fava et al. (1991), Consoli et al. (1993), Fava et al. (1993))
- CENs tekniske rapport med anbefalinger om livscyklus-kortlægninger for emballager (CEN, 1995)
- Nyeste udkast til ISO-standarder: CD 14040, der beskriver principperne i livscyklusvurderinger generelt, og WD 14041, der beskriver kortlægningsdelen af livscyklusvurderinger (ISO, 1995).

Disse vejledninger følger i store træk de samme principper. Der, hvor der er uoverensstemmelser mellem vejledningerne eller hvor vejledningerne ikke giver detaljerede anvisninger af metoden, anvendes den praksis, der for tiden er accepteret af danske livscykluseksperter i følge diskussioner i fælles forum (følgegrupper og arbejdsgrupper i tilknytning til Miljøstyrelsen og Dansk Standard) samt interne diskussioner på Institutet for Produktudvikling.

ISOs udkast til standarder følges kun delvist, idet der for sammenlignende vurderinger forlanges ekstern kvalitetskontrol og statistiske beregninger af alle data og resultater - dette har ikke været muligt inden for projektets rammer.

Miljøvurdering

Miljøvurderingen består af:

- En beskrivelse af formål og systemgrænser
- En opgørelse af ressourcer, energiforbrug, emissioner og affald
- En miljøvurdering, hvor resultaterne fra opgørelsen omregnes til ressourceforbrug og miljøeffekter (drivhuseffekt, forsurening, toksiske effekter mv.). Det slutdeponerede affald anvendes som indikator for de miljøeffekter, deponering af affald kan medføre (f.eks grundvandsforurening).

Ressourceforbrugene er vægtede i forhold til de globale reserver.

Miljøeffekterne er ikke vægtet i forhold til hinanden - der er således ikke taget stilling til, om drivhuseffekt er mere kritisk for miljøet end næringssaltsbelastning. Vægtning af miljøeffekter i forhold til hinanden kræver en udførlig forklaring og argumentation, og det er vurderet, at dette vil være for omfattende set i forhold til projektets omfang og formål. En screening kan ikke anvendes som dokumentation for, om den ene emballagetype er at foretrække for den anden, men kan kun give indikationer af fordele og ulemper, som allerede nævnt under formålet i afsnit 1.1. En vægtning vil derfor ikke tilføje yderligere informationer til vurderingen.

4.2 Emballagesystemer og funktioner

Emballager

Projektet omfatter de mælkeemballager, der anvendes i Danmark i dag, nemlig:

- Gavl-top-papkartoner (1 liter og 1,5 liter) og
- Plastdunke af HDPE (2 liter).

Der er ikke undersøgt andre volumen-størrelser end disse, f.eks ikke 1/4 eller 1/2 liters kartoner.

Valg af funktionel enhed

Når forskellige emballager sammenstilles, er det afgørende, at emballagesystemerne opfylder de samme funktioner. Man kan således ikke sammenligne 1 kg karton med 1 kg HDPE-plast, eller

sammenligne en emballage på 1 liter direkte med en på 2 liter, da disse ikke yder samme service.

I denne undersøgelse er den funktionelle enhed valgt til 100 liter mælk. Den funktionelle enhed er den enhed, beregningerne for alle systemerne sættes i forhold til. Der sælges i Danmark omkring 500 millioner liter konsummælk (sød-, let- og skummetmælk) per år hvilket svarer, at hver dansker drikker ca. til 100 liter mælk per år.

Emballagernes øvrige funktioner

Både systemet for papkartoner og for plastdunke har en funktion mere: de yder service i form af varmeproduktion, der fremkommer ved affaldsforbrænding. For at stille systemerne lige, så det er muligt at sammenligne dem, modregnes varmeproduktionen som "sparede ressourcer" og "sparede emissioner" som de ressourcer og emissioner, der ellers skulle have været brugt til at fremstille tilsvarende varme.

En emballages primære funktion er at kunne distribuere en vare fra produktionsled til forbruger. Derudover har emballager en række funktioner, der ikke er inddraget her, da det forudsættes, at disse er ens for emballagesystemerne, og at de opfylder gældende krav og normer. Det gælder:

- Holdbarhed af mælken i emballagerne
- Emballagernes påvirkning af sundhedsforhold (hygiejne, eller evt. afgivelse af stoffer og smag til mælken)
- Sundhedsforhold omkring hjælpestoffer i materialerne, kemikalier eller additiver, herunder farvestoffer i låg til plastdunkene
- Forbrugerens accept (emballagens salgsfremmende egenskaber)
- Krav til emballagens styrke over for fysiske belastninger
- Krav til emballagens modstand mod gennemtrængelighed af mikroorganismer fra omgivelserne.

Det er ikke vurderet, om plastdunkens lysgennemtrængelighed har betydning for mælken.

4.3 Omfang og systemafgrænsning

4.3.1 "Bredden" - hvor mange produkter er med

Undersøgelsen dækker kun hovedemballagerne: papkarton med laminat og plastdunk med etiket og låg.

Transportemballager, som f.eks. plastkasser eller paller til transport og opbevaring af de emballerede mælk medtages ikke inden for projektets rammer.

Farvestoffer og lim til etiketter og låg til plastdunken og trykfarver til papkartonen vil ikke blive inkluderet, da det ikke har været muligt at skaffe data for dette.

Emballager

Undersøgelsen omfatter ikke fremstilling og behandling af mælk - kun emballager til mælk. Alligevel er mælken inkluderet i nogle af de trin, hvor mælk og emballager naturligt "hører sammen". CEN har, som tidligere omtalt, lavet en teknisk rapport med anbefalinger for livscyklusopgørelser for emballager. CEN lægger stor vægt på samspillet mellem emballage og det emballerede produkt. Som eksempel nævnes, at emballagens form, styrke og egnethed til stabling kan have afgørende betydning for transport af produktet. Når det er muligt, skal emballagen tildeles sin del af "skylden" ved allokering, men det pointeres, at der vil være specielle tilfælde, hvor livscyklusopgørelsen skal gennemføres *uden* at skille produkt og emballage.

Da alle udregninger foretages for 100 liter mælk, vil inddragelsen af mælk være uden betydning for de sammenlignende resultater, da inddragelsen sker for alle emballagesystemer.

I denne opgørelse er det fundet rimeligt at inkludere mælk i opgørelsen af emballagerne i følgende trin:

- Påfyldning af mælk (tappemaskinerne bruger både energi til transport af mælk, transport af emballager, tapning samt transport af mælk i emballager. Det er ikke praktisk muligt at adskille, hvad der skal tildeles hhv. mælk og emballager)
- Opbevaring i butik og hos forbruger (Energiforbruget til at holde køledisken og køleskabets temperatur nede afhænger i høj grad af det volumen, der optages i køleskabet og dermed af emballagen).
- Distribution af mælk (Mælken er emballeret, og emballagerne har betydning for, hvor godt mælken kan pakkes under transporten).

For påfyldningen har det kun været muligt at opgøre energiforbruget. For papkartoner dækker dette både svejsning af kartonerne, tapning og lukning, og for plastdunkene tapning, lukning og etikettering. Det har ikke været muligt at indsamle data om udledninger - f.eks. spild af mælk i forbindelse med tapningen - eller affaldsmængder. Det antages, at der ikke er væsentlige forskelle i emissioner eller affaldsmængder mellem systemerne.

Det har ikke været muligt at vurdere forskellen mellem papkartoner og plastdunke under brug af mælken. Når mælken tages ud på spisebordet i en halv time og bagefter skal genafkøles i køleskabet, vil der muligvis skulle bruges mere energi til at genafkøle 2 liter mælk i en plastdunk end 1 liter mælk i papkarton. Omvendt vil det større volumen mælk i plastdunken have en større varmekapacitet og dermed køles mælken mindre af, hvilket måske betyder, at mælken holdbarhed øges. Det har ikke været muligt at inddrage disse aspekter.

Hjælpestoffer og kemikalier Hjælpestoffer og kemikalier til processerne medtages i det omfang, det har været muligt at skaffe data. Betydningen af udeladelser vurderes i diskussionen.

Maskiner og bygninger Fremstilling af materialer og emballager medfører forbrug af en mængde sekundære aktiviteter, men det har desværre ikke været muligt at opgøre disse aktiviteters miljøpåvirkninger. Det drejer sig om:

- Administration og personalerelaterede aktiviteter (belysning, rumopvarmning, varmt vand, arbejdstøj, kantine, toiletter, transport af personale fra og til arbejde).
- Fremstilling af bygninger og maskiner, samt bortskaffelse af disse.
- Vedligeholdelse af bygninger og maskiner (inkl. hjælpestoffer til dette).
- Udviklings- og laboratorieaktiviteter i forbindelse med udvikling af produktet.

"Vuggen" **4.3.2 "Længden" - hvor mange trin i livsforløbet er med**
Livsforløbet for emballagerne starter ved udvinding og forarbejdning af råvarer. For plastdunkene svarer dette til udvinding af olie fra undergrunden og for papkarterne til skovdrift og fældning af træer.

Karton regnes CO₂-neutralt Når træet vokser op i skoven optager det kuldioxid. Denne kuldioxid frigives igen, når træet brændes. I stedet for at opgøre optagelsen af kuldioxid i mælkekartonens første fase af livsforløbet, for derefter at trække samme mængde kuldioxid fra, når træet brændes under papirfremstilling og affaldsforbrænding, regnes karton CO₂-neutralt. Den del af kartonerne, der deponeres efter endt brug, vil med tiden kompostere/omdannes mikrobielt under dannelse af kuldioxid eller under dannelsen af metan, der senere omdannes til kuldioxid.

Fremstilling af plastdunke Plastdunkene fremstilles ved blæsestøbning af plastgranulat. Energi-forbruget til blæsestøbningen er medtaget, men det har ikke været muligt at finde data for emissioner fra blæsestøbningen. Affaldet fra processen genanvendes til andre produkter, som nævnt tidligere. Betydningen af udeladelsen vurderes under diskussionen til sidst.

Rensning af spildevand og røggas Rensning af spildevand og røggasrensning betragtes som en del af systemet. Det betyder, at emissioner *før* renseanlæg er uinteressante, og at det er emissioner og eventuelle slagge *efter* renseanlæg, samt det energiforbrug renseanlægget bruger, der skal opgøres. Det er nemlig emissionerne *efter* anlægget, der ender i naturen. Denne fremgangsmåde er først blevet almindelig inden for de sidste par år inden for livscyklusvurderinger. Det har derfor ikke været muligt at inkludere spildevandsrensning og røggasrensning for alle processerne, da der ikke har været data til rådighed. I flere tilfælde er det ikke oplyst, om data er *før* eller *efter* rensning. Problemet tages op under diskussionen.

"Graven"

Emballagernes livsforløb slutter ved deponering - enten direkte deponering af papkartoner og plastdunke i husholdningsaffaldet, eller efter affaldsforbrænding. Affaldsforbrændingsprocessen er inkluderet som en del af emballagens livscyklus. Det betyder, at affald *til* affaldsforbrænding ikke opgøres, hvorimod slagter til deponi og luft-emissioner *fra* affaldsforbrænding opgøres.

Faktisk er deponi ikke emballagernes endelige skæbne - et affalds-deponi kan betragtes som en proces hvor materialer og stoffer omsættes, omend over lang tid. Således vil papkartonerne kompostere, og under aerobe forhold vil der bl.a. dannes kuldioxid, mens der under anaerobe forhold dannes methan. Kuldioxiden stammer fra da træet voksede i skoven og vil derfor ikke blive indregnet, som tidligere omtalt.

Det har ikke her været muligt at medtage deponering som en proces, da der ikke i dag er konkret viden nok på området om de anvendte materialer til brug i livscyklusvurderinger. Der forskes på området, og om et par år vil deponering sandsynligvis indgå i de fleste livscyklusvurderinger. Under diskussionen til sidst foretages et overslag på den maksimale methanproduktion og dennes mulige bidrag til drivhuseffekten.

Volumen af emballageaffald

Et af problemerne med husholdningsaffald er det volumen, affaldet optager i forbrugernes affaldsbeholder/skraldesæk, volumen under transport (hvor det dog komprimeres) og endeligt på deponiet. Det har ikke været muligt at vurdere emballagernes volumen i forhold til hinanden. Der findes, så vidt vides, ingen undersøgelser af, hvor meget forbrugerne i gennemsnit sammentrykker papkartoner og plastdunke, og det er ikke muligt at foretage et objektivi skøn. Emballageaffaldet opgøres derfor i vægt, hvilket egentligt er mindre relevant end volumenet.

Energifremstilling

Energiforbrug giver både direkte og indirekte miljøpåvirkninger. De direkte miljøbelastninger kommer ved f.eks. forbrændning af olie i et oliefyr eller diesel i en bilmotor. Indirekte miljøbelastninger skyldes, at fremstilling af energi medfører ressourceforbrug, emissioner og affald. Kulfyrede kraftvarmeværker og opvarmning med olie bidrager til drivhuseffekten ved udsendelsen af kuldioxid og forbruger fossile brændstoffer, der kun findes i begrænsede mængder. Det er derfor ikke el-forbruget i kWh eller MJ i sig selv, der er interessant, men mere hvordan denne el er blevet fremstillet.

Der anvendes dansk el-produktion for danske processer og svensk el-produktion for processer, der foregår i Sverige. Fremstilling af plast er baseret på data fra APME (Boustead, 1992, 1993) og indeholder allerede miljøpåvirkninger fra elproduktion, hvorfor dette ikke er opgjort særskilt her.

<i>Direkte energi</i>	Den energi, man anvender i en produktion, måles som forbrug af el i kWh, naturgas i Nm ³ , olie i liter eller fjernvarme i m ³ varmt vand. Dette kaldes det "direkte energiforbrug", og er i denne rapport angivet i de MJ energi, de repræsenterer, dvs den energi, forbrugeren betaler for.
<i>Primær energi</i>	Fremstillingen af energi kræver energi. Der er tab i alle fremstillings-trinnene, f.eks er der typisk et tab på 30% af energien ved fremstilling af elektricitet. Den energi, der skal udvindes, er derfor væsentligt større, end den energi, forbrugeren i sidste ende kan udnytte. Den energi, der skal udvindes fra jorden kaldes "primær energi" og kan opgives som MJ energi, eller kan omregnes til de mængder energiressourcer (kul, olie, naturgas mv), de repræsenterer. I denne rapport vil det direkte energiforbrug blive omregnet til primær energi som de forbrugte mængder energiressourcer i kg.
<i>Affaldsforbrænding</i>	Ved forbrænding af materialer med energiindhold fremkommer energi. På affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse kan energien erstatte energi, der ellers skulle have været produceret, og dermed "spares" ressourcer, emissioner og affald. I emballagesystemerne forbrændes alle materialer i Danmark. Den energi, affaldet erstatter, er således dansk el og varme. I denne screening antages, at affaldsforbrænding erstatter dansk el, og at el-produktionen ved affaldsforbrænding har en virkningsgrad på 40%. Det betyder, at der ved indfyring af 1 MJ via affald spares 0,40 MJ dansk produceret el. I virkeligheden produceres der både el og varme på et affaldsforbrændingsanlæg, og det erstatter et væld af forskellige brændsler ud over dansk produceret el, f.eks olie, naturgas og træ. Det var ikke umiddelbart muligt at finde oplysninger om sammensætningen af de opvarmningsformer, som fjernvarme erstatter, hvorfor der er taget udgangspunkt i el alene. I resultaterne præsenteres de "sparede" ressourcer, emissioner og affaldsmængder separat, så det er muligt at skelne de totale bidrag og de potentielle besparelser ved affaldsforbrænding.
<i>Procesbeskrivelser</i>	Rapporten vil ikke indeholde detaljerede procesbeskrivelser, idet der tages udgangspunkt i litteraturdata, og der henvises derfor til beskrivelser i de anvendte referencer.
<i>Problemstilling</i>	4.3.3 Allokering Når man i livscyklusvurderinger ønsker at betragte ét produkt og miljøpåvirkningerne fra dette ene produkt isoleret fra alle andre produkter, opstår der ofte det problem, at systemerne og produkterne i den virkelige verden hænger sammen. Man er derfor nødt til kunstigt at "opdele" systemerne og fordele miljøpåvirkningerne mellem det

produkt, man betragter, og den omgivende verden. Denne fordeling kaldes allokering.

Typiske problemstillinger, der kræver allokering, er:

- Når en proces giver mere end ét produkt. Miljøpåvirkninger fra processen og fra de foregående processer skal fordeles mellem de forskellige produkter.
- Når en ressource (materiale eller energi) efter anvendelse i ét system genanvendes i et andet system. Problemet er, hvordan man skal fordele miljøpåvirkningerne fra den oprindelige udvinding mellem de to systemer, samt hvordan man skal "tilgodeskrive", at det første system leverer genbrugelige materialer til det andet system, så det andet system sparer brug af nye materialer. Problemstillingen er i princippet den samme som ovenfor, blot er processen nu hele systemet.

Emballager og mælk

Allokering mellem emballager og mælk er undgået, da mælk inkluderes i opgørelsen for de processer, hvor der er samspil mellem emballager og mælk jf. forrige afsnit.

Flere produkter fra samme proces

Plast til plastdunkene stammer fra olieindustrien, hvor der findes et utal af processer, der producerer mange produkter samtidigt. Eksempler er oliefelter, der samtidigt producerer naturgas og raffinering, der producerer mange forskellige produkter samtidigt (fuelolie, benzin, diesel, butan, propan, naphta etc.). De anvendte data stammer fra Boustead (1992, 1993a og 1993b) fra den Europæiske Plastsammenslutning (APME) og er allokeret på forhånd ud fra fysiske egenskaber som vægt og energiindhold. Det er ikke muligt at ændre denne allokeringsmetode på det foreliggende datagrundlag.

I papirindustrien anvendes træet både til papir samt til produktion af varme og nogle gange el. I de foreliggende data antages, at den producerede energi går til papirproduktion, og det er derfor ikke nødvendigt at allokere.

Genbrugsmaterialer

Der anvendes ikke genbrugsmaterialer i nogen af emballagerne, og ingen af emballagerne indsamles efter brug til genvinding. Der er derfor hverken problemer med allokering ved "vuggen" eller ved "graven".

Derimod opstår der spild under produktion af både plastflasker og papkartoner:

Spild ved fremstilling af plastdunke

Under fremstilling af plastdunke er der et spild af HDPE. Dette spild opsamles og bruges i andre produkter. Det betyder, at råvareforbruget reelt er højere, men omvendt skal genbruget i nogen grad godskrives HDPE-dunkene jf. den nuværende praksis på LCA-området. I denne screening antages, at genbruget modsvarer spildet, og der vil derfor

ikke blive regnet med et ekstra råvareforbrug til HDPE-dunkene. Dette er ikke helt korrekt, da genvundne materialer som regel ikke har samme kvalitet som materialer, der er fremstillet ud fra nye råvarer. Det vurderes, at tilnærmelsen giver en fejl på mindre end 1%, og den ligger derfor inden for de usikkerheder, data i øvrigt er behæftet med.

Spild ved fremstilling af mælkekartoner

Tilsvarende er der et spild ved fremstilling af karton og udskæring af kartonen til mælkekartoner. Som for plastdunkene antages det, at dette spild opsamles og genbruges til andre produkter. Der vil derfor ikke blive regnet med et ekstra råvareforbrug til mælkekartonerne. I Norge anvendes indsamlede, brugte mælkekartoner til fremstilling af nye papprodukter som f.eks. konvolutter og arkivmapper.

Spild ved fremstilling af skruelåg, etiketter og LDPE-laminat

Samme antagelse gør sig gældende for skruelåg og etiketter til plastdunkene samt LDPE-laminat til mælkekartonerne: Det antages, at spild under fremstilling genvindes, så et ekstra råvareforbrug modsvares af genvinding, der tilgodeskrives.

Energiproduktion

Produktion af elektricitet i Danmark foregår ofte samtidig med produktion af fjernvarme. Data til miljøpåvirkningerne fra energiproduktionen er hentet fra UMIP (Udvikling af Miljøvenlige Produkter, gennemført for Miljøstyrelsen 1992-96). I UMIPs data for dansk el er der allokert som elværkerne gør det: varmen betragtes som et overskudsprodukt, og miljøpåvirkningerne for elfremstillingen er de samme som for et elværk, der ikke har varmeproduktion.

4.4 Opgørelsen - hvilke data opgøres ?

Miljøpåvirkningerne fra processer, transport og energifremstilling opgøres som:

- Forbrug af ressourcer (og evt. fremkomne materialer)
- Forbrug af energi (som anvendes til at beregne miljøbelastningerne fra energifremstillingen)
- Emissioner til luft
- Emissioner til vand
- Produceret affald

4.5 Miljøvurdering - metodegrundlag

Disse miljøpåvirkninger omregnes til ressourceforbrug og miljøeffekter.

UMIP-metoden

Den metode, der er anvendt til gennemførelsen af miljøvurderingen i denne rapport, er baseret på UMIP-metoden, der er udviklet af Institut for Produktudvikling for Miljøstyrelsen i 1992-96.

Metodegrundlaget i UMIP ikke er beskrevet færdigt p.t. (ultimo 1995), og metoden er derfor anvendt som den ser ud lige nu. Det forventes dog, at der ikke vil være væsentlige ændringer i forhold til den endelige metodebeskrivelse, som offentliggøres primo 1996.

Metoden vil ikke blive beskrevet detaljeret i denne rapport. For en grundliggende metodebeskrivelse henvises til Wenzel, Hauschild og Rasmussen, 1996, samt de notater, der er udarbejdet for hver effekttype, se referencelisten i kapitel 8.

4.6 Metode - ressourceforbrug

4.6.1 Hvilke ressourcer er vurderet, og hvilke ikke ?

Princip for udvælgelse

Det er valgt at vurdere emballagesystemernes ressourceforbrug ud fra forbruget af:

- Råolie
- Naturgas
- Stenkul
- Træ
- Jern
- Aluminium

Råolie, naturgas og stenkul er de væsentligste ressourcer til energifremstilling, idet råolie og naturgas dog også bruges til fremstilling af plast. Disse er ikke-fornyelige ressourcer, der kun findes i begrænsede mængder.

Træ bruges til fremstilling af papkartonerne og etiketterne til plastdunkene. Træ en fornyelig ressource, og forbruget af træ fra svenske skove betragtes ikke som et ressourceproblem i dag.

Opgørelsen af emballagesystemerne inkluderer energifremstilling, og denne inkluderer blandt andet ressourcer til hjælpestoffer til energifremstillingen. Dette gælder jern og aluminium. Øvrige ressourceforbrug til energifremstillingen er ikke inddraget i vurderingen, da mængderne er meget små i forhold til de ressourcer, der bruges som brændsler til energifremstillingen og som konstruktionsmaterialer i emballagematerialerne.

Udeladte hjælpestoffer

Det har ikke været muligt at følge fremstillingen af alle hjælpestoffer tilbage til udvinding af råstoffer fra jorden, og det betyder, at det ikke er muligt at inddrage disse i vurderingen af ressourceforbrug. For at vurdere mængderne af disse, er der foretaget en grov inddeling i tabel 4.1.

Ressourcer / hjelpestoffer	Papkartoner	Plastdunke
<i>Ressourcer, der er med i vurderingen</i>		
Råolie og naturgas*	2 kg	5,1 kg
Stenkul	1,5 kg	1,9 kg
Træ	5,2 kg	0,25 kg
Aluminium og stål	0,0003 kg	0,0009 kg
<i>Råstoffer og hjelpestoffer, der ikke er med i vurderingen</i>		
Uranmalm	0,00007 kg	0,000004 kg
Biomasse (halm, flis mv.)	0,05 kg	0,003 kg
Diverse kemikalier og hjelpestoffer	0,4 kg	0,03 kg

* Naturgas er omregnet fra Nm³ til kg med en massefylde på 0,81 kg/Nm³.

Tabel 4.1

En grov oversigt over, hvilke ressourceforbrug, der er med i vurderingen, og hvilke hjelpestoffer, der er udeladt.

Det ses af tabel 4.1, at de udeladte ressourceforbrug og hjelpestoffer mængdemæssigt ikke er store i forhold til de ressourcer, der er vurderet. Det er selvfølgelig ikke det samme, som at de ikke kan have betydning. Betydningen af denne udeladelse kan ikke vurderes.

Vand

Da det ikke i kortlægningen har været muligt at opgøre vandforbruget efter vandets oprindelse (grundvand, drikkevand, vand fra søer, floder, havet etc.), har det ikke været muligt at inddrage vand i ressourcevurderingen.

4.6.2 Normalisering af ressourceforbrug

Normalisering

I første trin af vurderingen "normaliseres" ressourceforbrugene. Det betyder, at ressourceforbruget sættes i forhold til en verdensborgers gennemsnitlige forbrug af netop den ressource.

Ressourceforbrugene fra emballagerne er dermed udtrykt i person-ækvivalenter, eller rettere milli person-ækvivalenter (mPE), som er emballagens ressourceforbrug i promille af en persons gennemsnitlige årlige forbrug af ressourcen. Det gør det muligt at forholde sig til, om ressourceforbruget er stort eller lille.

Normaliseringen er foretaget for en danskers gennemsnitlige årlige forbrug af mælk. En dansker drikker i gennemsnit omkring 100 liter mælk.

Eksempel

Normaliseringen illustreres med et eksempel:

Der blev i 1991 brugt 3.132.500.000 tons råolie. Når dette deles med 5.292.000.000 mennesker på jorden findes, at hvert menneske i gennemsnit bruger 591,9 kg olie om året.

En dansker drikker i gennemsnit 100 liter mælk om året. Hvis mælken drikkes af 1-liters papkartoner, bevirker det, at der samlet forbruges 1,64 kg olie til emballagen. Danskerens årlige brug af mælkeemballager medfører derfor 0,28% af hans samlede forbrug af olie ($1,64 \text{ kg} / 591,9 \text{ kg} = 0,28\%$), svarende til 2,8 milli personækvivalenter (mPE).

Normaliseringsfaktorer

De anvendte normaliseringsfaktorer fremgår af tabel 4.2.

Ressource	Normaliseringsfaktor: Årlig produktion per person
Råolie	591,93 kg per person
Naturgas	381,62 Nm ³ per person
Stenkul	574,13 kg per person
Træ	323 kg per person
Jern	102,85 kg per person
Aluminium	3,38 kg per person

Tabel 4.2

Normaliseringsfaktorer for ressourceforbrug.

Metode

4.6.3 Vægtning af ressourceforbrug

For at kunne bedømme, om ressourceforbrugene er kritiske, sættes de normaliserede ressourceforbrug i forhold til forsyningshorisonten (dvs hvor mange år, de kendte reserver rækker til med det nuværende forbrug). For nogle ressourcer er der kun fundet reserver nok til de næste 10 år med det forbrug, der er i dag, mens andre findes i mængder, der rækker til de næste 300 år. Ressourcer, der har en kort forsyningshorisont, vægtes dermed højt.

Vægtningsfaktoren for træ er baseret på de mængder træ, der er plantet i dag. Vægtningen skal tages med et forbehold, da træ er en fornyelig ressource. Dette behandles under diskussionen.

Når ressourceforbrugene er vægtede, har de enheden "milli person-reserver" (mPR). Værdien udtrykker den andel ét års forbrug af mælkeemballager medfører - som promille af de tilbageværende reserver til én person og alle dennes efterkommere i al fremtid.

Ressource	Vægtningstfaktor: 1 / forsyningshorisonten
Råolie	0,023
Naturgas	0,016
Stenkul	0,006
Træ	0,003
Jern	0,0085
Aluminium	0,005

Tabel 4.3 Vægtningstfaktorer for ressourceforbrug.

4.7 Miljøeffekter

Vurderingen af miljøeffekter består af trinnene:

- *Klassificering:* Emissionerne deles ind i grupper, efter hvilke miljøeffekter, de kan bidrage til. F.eks bidrager nitrogenoxider både til forsurening og til næringssaltsbelastning og placeres derfor under begge disse effekter.
- *Karakterisering:* Det udregnes, hvor meget hver enkelt emission potentielt bidrager til miljøeffekterne, f.eks bidrager 1 kg methan 25 gange mere til drivhuseffekten end 1 kg kuldioxid set over en tidsperiode på 100 år.
- *Normalisering:* De potentielle effekter normaliseres ved at sætte bidragene i forhold til en persons gennemsnitlige bidrag på et år.

Det vil ikke blive vægtet, hvor kritiske miljøeffekterne er i forhold til hinanden, f.eks om forsurening værre end drivhuseffekt. Det er meget vanskeligt at finde vægtningstfaktorer, som Miljøstyrelsen og miljøeksperter vil være enige om, og det vurderes derfor, at denne screening af mælkeemballager ikke vil give et mere klart billede ved at inddrage en indbyrdes vægtning mellem miljøeffekterne.

Potentielle effekter

Det er vigtigt at være opmærksom på, at der er tale om *potentielle* miljøeffekter. Udledningen af stoffer vil ikke altid udløse reelle effekter - det afhænger af omstændighederne. F.eks kan emission af svovldioxid bidrage til forsurening af skover og søer, men om det reelt sker, afhænger af omstændighederne: hvor sker det, hvor meget kalk der er i undergrunden og hvor stor buffer-kapaciteten er.

4.7.1 Hvilke miljøeffekter er vurderet ?

I miljøvurderingen vurderes de potentielle effekter for:

- Drivhuseffekt (Opvarmning af jordkloden)
- Forsuring (syreregn)
- Næringssaltsbelastning (næringsstofberigelse i søer, vandløb og havet)
- Fotokemisk ozondannelse (smog og luftforurening i storbyer)
- Humantoksicitet via luft (Giftige effekter på mennesker fra luftforurening)
- Volumenaffald (som indikator for anvendelsen af arealer til deponier)
- Slagge og aske (som indikator for anvendelsen af arealer til deponier)
- Farligt affald (som indikator for grundvandsforurening eller evt. udsendelse af farlige stoffer ved forbrænding)
- Radioaktivt affald (som indikator for eventuelle strålingsskader fra affaldet).

Affald er ikke i sig selv en miljøeffekt, men anvendes som indikator for de effekter, affaldsdeponering kan medføre.

Desuden er

- Ozonlagsnedbrydning og
- andre toksiske effekter (økotoksicitet og humantoksicitet via vand og jord)

undersøgt i miljøvurderingen.

Der er ikke fundet stoffer, der bidrager til ozonlagsnedbrydningen for nogen af emballagerne. Derfor er ozonlagsnedbrydning ikke medtaget i beregningerne. At der ikke er fundet ozonlagsnedbrydende stoffer i denne screening er ikke en garanti for, at de ikke forekommer.

Der er ikke i denne screening påvist stoffer, der har økotoksiske effekter eller humantoksiske effekter via vand og jord. Det er ikke det samme som at disse stoffer ikke forekommer i emballagernes livsforløb, blot har en gennemgang af litteraturen ikke givet oplysninger om sådanne.

4.7.2 Hvilke emissioner bidrager til hvilke effekter ?

For at få et indtryk af, hvilke emissioner, der bidrager til hvilke effekter, er der i tabel 4.4 opstillet en oversigt. Inddelingen i tabellerne svarer til klassificeringen, og faktorerne er de karakteriseringsfaktorer, der er anvendt ved omregning til samme "effektpotentiale" inden for hver slags miljøeffekt.

Næringssaltsbelastning

Omregningen til næringssaltsbelastning er forsimplet. Næringssaltsbelastning skyldes hovedsageligt de to hovednæringsstoffer nitrogen (N) og fosfor (P), hvoraf det som regel kun er den ene, der er den begrænsende faktor i en given recipient. For at simplificere fremstillingen, er de beregnede N- og P-ækvivalenter slået sammen til en fælles næringssaltsbelastningsækvivalent under antagelse af et forhold mellem N og P i levende organismer på 16:1. Dette uddybes i Hauschild et al. (1996).

	Drivhuseffekt (100 års tidsperspektiv) g CO ₂ per g emission	Forsuring g SO ₂ per g emission	Næringssalts- belastning g NO ₃ ⁻ per g emission	Fotokemisk ozondannelse ("smog") g C ₂ H ₄ per g emission	Humantoksicitet via luft m ³ luft per gram
EMISSIONER TIL LUFT					
Kuldioxid, CO ₂	1				
Kulmonoxid CO	2			0,04	100
Nitrogenoxider, NO _x		0,7	1,35		80.000
Dinitrogenoxid, N ₂ O	320		2,82		2.000
Svovldioxid/svovloxider, SO ₂ , SO _x		1			1.282
Methan, CH ₄	25			0,007	
Kulbrinter, diverse HC	3			0,42 (a)	
Flygtigt organiske forb. VOC				0,42 (a)	
Flygtige organiske forb. uden methan (NMVOC)				0,42 (a)	
Chlor (Cl ₂)					34.483
Saltsyre, HCl		0,88			
Svovlbrinte, H ₂ S		1,88			11.100.000
EMISSIONER TIL VAND					
Syre som H ⁺		32,03			
Ammoniak / ammonium		1,88	4,43		
Nitrat (NO ₃ ⁻)			1		
Nitrogen (øvrige)			4,43		
Phosphat			10,45		

(a) Gennemsnitsværdi for Danmark (1990), da hovedparten af disse bidrag vil være i Danmark.

Tabel 4.4

Klassificering og karakteriseringsfaktorer for drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, næringssaltsbelastning og fotosmog.

Inddeling af affald

Affaldet er inddelt i 4 kategorier:

- Volumenaffald, der er slået sammen af affaldskategorierne: Uspecificeret volumenaffald, industrielt affald, mineralsk affald, ikke-toksiske kemikalier, uspecificeret fast affald samt emballageaffald til deponi, nemlig volumenaffald, plast og volumenaffald, papir/karton.
- Slagge og aske
- Farligt affald, der er slået sammen af affaldskategorierne: Farligt affald og toksiske kemikalier.
- Radioaktivt affald

Karakterisering

Affaldet karakteriseres ikke med faktorer, mængderne lægges blot sammen i kg.

4.7.3 Emissioner, der ikke er vurderet

Det har ikke været muligt at inddrage alle de emissioner, der er opgjort for emballagesystemerne i kortlægningen. Nogle af emissionerne passer ikke ind i den opdeling, der er foretaget i UMIP-metoden og andre emissioner findes der endnu ikke omregningsfaktorer for, og derfor har de ikke kunnet omregnes. Udeladelserne inddrages i diskussionen.

I tabel 4.5 vises de emissioner og udledninger, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

Emission	Begrundelse
Emissioner til luft	
Partikler, støv Øvrige organiske forbindelser Metaller	Det har ikke været muligt at indarbejde disse emissioner i UMIP-metoden, da de dækker "samle-kategorier" og ikke specifikke kemiske forbindelser.
Flygtige organiske forbindelser (VOC) Flygt. org. forb. uden methan (NMVOC) Kulbrinter (HC)	Disse forbindelser er inddraget i vurderingen af fotokemisk ozon, men som kategorierne ovenfor har det ikke været muligt at vurdere deres toksiske effekter, da kategorierne er for "brede".
Hydrogenflourid, HF	UMIP-metoden indeholder endnu ikke faktorer for hydrogenflourid.
Udledninger til vand	
Biologisk iltforbrug (BOD) Kemisk iltforbrug (COD) Adsorb. halogen org. stoffer (AOX) Opslæmmede partikler (SS) Opløste stoffer (DS) Olie Kulbrinter (HC) Metaller	Det har ikke været muligt at indarbejde disse emissioner i UMIP-metoden, da de dækker "samle-kategorier" og ikke specifikke kemiske forbindelser.
Chlorid	UMIP-metoden indeholder ikke effektfaktorer for chlorid, da chlorids miljøeffekter anses som ubetydelige.

Tabel 4.5

Emissioner og udledninger, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

Normalisering

4.7.4 Normalisering af potentielle effekter

Miljøeffekterne "normaliseres" principielt ligesom ressourceforbrugene: Ved at sætte bidragene fra emballagerne i forhold til en persons gennemsnitlige bidrag. Størrelsen bliver dermed udtrykt i person-ækvivalenter, eller rettere milli person-ækvivalenter (mPE), som er emballagens bidrag i promille af en persons gennemsnitlige bidrag. Det gør det muligt at forholde sig til om bidraget til effekten er stort eller lille. Et bidrag til drivhuseffekten på 10 mPE betyder, at brug af ét års emballager bidrager med 10 promille (dvs 1%) af personens samlede bidrag til drivhuseffekten det år.

Normaliseringen er, ligesom for ressourceforbrugene, foretaget for en danskers gennemsnitlige forbrug af mælk: 100 liter mælk.

Miljøeffekt	Gennemsnitligt årligt bidrag fra en person	Normaliseringsfaktor (=1/årligt bidrag)
Drivhuseffekt	9.000.000 g CO ₂ per person per år	0,000111 mPE per g CO ₂
Stratosfærisk ozonlagsnedbrydning	198 g CFC11 per person per år	5,05 mPE per g CFC11
Forsuring	138.000 g SO ₂ per person per år	0,00725 mPE per g SO ₂
Næringssaltsbelastning	254.000 g NO ₃ - per person per år	0,00394 mPE per g NO ₃ -
Fotokemisk ozon ("smog")	18.700 g C ₂ H ₄ per person per år	0,0534 mPE per g C ₂ H ₄
Humantoksicitet via luft	29.000.000.000 m ³ luft per person per år	0,0000000345 mPE per m ³ luft
Volumenaffald	1350 kg affald per person per år	0,000741 mPE per g affald
Slagge & aske	350 kg affald per person per år	0,00286 mPE per g affald
Farligt affald	20,7 kg affald per person per år	0,0483 mPE per g affald
Radioaktivt affald	0,035 kg affald per person per år	28,31 mPE per g affald

Tabel 4.6
Normaliseringsfaktorer.

4.8 Datakvalitet og usikkerheder

Datakvalitet

Det er forsøgt at skaffe data, der kan repræsentere danske forhold i 1995 med dansk, gennemsnitlig teknologi. For de materialer, der importeres, er der stræbt efter at få repræsentative data for de materialer, der importeres til de danske emballager. Det er forsøgt at finde data, der ikke er mere end 5 år gamle, dvs fra 1990-1995.

Formålet med undersøgelsen er at gennemføre en screening med udgangspunkt i eksisterende litteratordata, og det har derfor ikke været hensigten at indsamle processpecifikke data fra danske producenter.

Usikkerheder

Procesdata vil altid være behæftet med en usikkerhed. Det skyldes både variationer i processerne på den enkelte fabrik, men også forskelle mellem de forskellige producenter. Det har ikke været muligt at opgøre disse usikkerheder og gennemføre en statistisk analyse af de samlede usikkerheder på resultaterne inden for projektets rammer. Dertil kommer de usikkerheder, karakteriserings-, normaliserings- og vægtningsfaktorerne er behæftet med.

I stedet vil usikkerhederne på de samlede resultater blive skønnet i forbindelse med diskussionen af resultaterne. Usikkerheden angives som den statistiske variation, der stort set svarer til yderpunkterne i et 95% konfidensinterval.

5. Mælkekarton - opgørelse

Datagrundlag

I dette kapitel præsenteres de data, der er anvendt til opgørelsen af papkartoner til mælk.

Resultater

Resultaterne for den samlede opgørelse vises i afsnit 5.10.

Beregninger

Beregningerne for den samlede opgørelse findes i bilag C.

5.1 System for mælkekartoner - fra vugge til grav

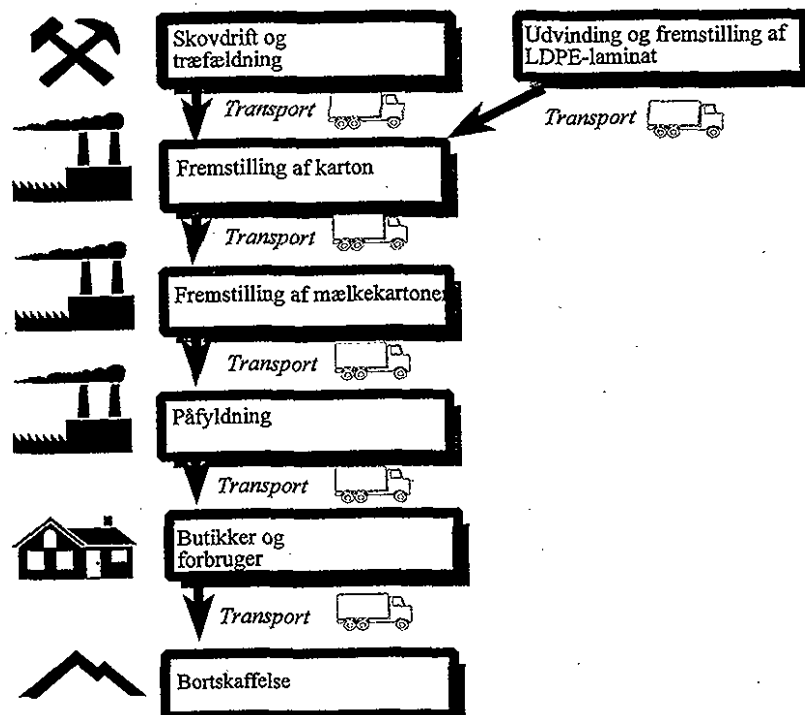
Emballager

Mælkekartoner er fremstillet af bleget flerlagskarton beklædt med low density polyethylen (LDPE) på indersiden.

1 liters kartonen består af 25,0 gram karton, 3,5 gram LDPE og 0,076 g farver, i alt 28,6 gram. 1½ liters kartonen består af 36,95 gram karton, 4,35 gram LDPE og 0,10 g farver, i alt 41,4 gram (Karton og Miljø, 1995).

Livsforløb

En mælkekartons livsforløb kan groft inddeles i de faser, der er vist i figur 5.1. Hver af faserne kan bestå af mange processer - fremstillingen af papir består af flere koge- og blegebehandlinger, der her behandles samlet under ét.



Figur 5.1 Livsforløbet for en mælkekarton.

En mælkekarton begynder sit "liv" som træ i en skov. Efter fældning fremstilles karton på en papirfabrik, og kartonen beklædes med plastfilm for at være vandtæt, før den udskæres til mælkekartoner. Mælkekartonerne påfyldes og distribueres over mellemlagre til butikkerne, hvorfra forbrugeren køber mælken. Efter endt brug bortskaffes mælkekartonen i dagrenovationen, der forbrændes og deponeres.

Transport mellem alle faserne behandles samlet til sidst.

Massebalance

Forbrug af materialer og materialestrømme rundt i systemet for mælkekartonerne omregnes til den funktionelle enhed: 100 liter mælk.

Til 100 stk. 1-liters mælkekartoner anvendes 2,5 kg karton og 0,35 kg LDPE.

Til 66,67 stk. 1½-liters mælkekartoner anvendes 2,46 kg karton og 0,29 kg LDPE.

Der anvendes 2,1 kg træ (85% tørstof) til fremstilling af 1 kg karton, hvilket betyder, at der anvendes 5,25 kg træ til 100 1-liters kartoner og 5,17 kg træ til 1½-liters kartoner.

5.2 Fremstilling af råmaterialer - skovbrug

Denne første fase i mælkekartonens livsforløb omfatter skovbrug - plantning, udtynding i træernes vækstperiode og fældning af træerne.

Under væksten optager træet kuldioxid. Som omtalt i systembeskrivelsen i kapitel 4, frigives denne kuldioxid igen under forbrænding af træet, og derfor opgøres mængden af kuldioxid ikke.

Energiforbrug til skovbrug og træfældning fra litteraturen er vist i tabel 5.1:

Reference	Energiforbrug til skovbrug og træfældning
Tillman et al. (1991) (data fra Sundström, 1991).	0,336 MJ/kg karton
Finnveden et al. (1994) angiver et energiforbrug til skovdrift som: Planthning: 0,0259 MJ diesel per kg tømmer (TS) Fældning: 0,2 MJ diesel per kg tømmer (TS) Dette er omregnet med 2,1 kg træ per kg karton * 85% tørstof = 1,785 kg træ (TS) per kg karton.	Diesel: 0,40 MJ/kg karton
Granath et al. (1994) (Bilag 8) (Data fra Stora Teknik).	Diesel: 0,28 MJ/kg karton.

Tabel 5.1 Energiforbrug til skovbrug og træfældning fra forskellige litteraturkilder.

Der vil her blive taget udgangspunkt i et dieselforbrug på 0,40 MJ per kg karton, da det vurderes, at Finnveden et al. (1994) har de nyeste data, der både omfatter plantning og fældning af træer.

5.3 Materialefremstilling - karton

De danske mælkekartoner består af flere lag karton, der består af både bleget og ubleget karton. Kartonen er fremstillet ud fra nyt træ, og der anvendes ikke returfibre til fremstilling af mælkekartoner i Danmark. Karton til de danske mælkekartoner bliver hovedsageligt fremstillet af svensk træ i Sverige.

Data for fremstilling af de danske kartoner er opgivet af Karton og Miljø (1995) og vil blive anvendt i de videre beregninger. Disse data er sammenholdt med andre litteratordata i tabel 5.2.

Karton og Miljø angiver, at en større andel af papirmassen til 1½-liters kartonerne er fremstillet ved CTMP-processen, end for 1-liters kartonerne og har dermed en relativt lavere miljøbelastning. Da data kun haves for 1-liters kartonerne anvendes disse også for 1½-liters kartonerne.

	Karton og Miljø (1995) Per 1 kg karton	Finnveden et al. (1994) - fremst. af sulfatmasse til 1 kg ubleget karton	Granath et al. (1994) - Fremst. af 1 kg karton til mælk inkl. fremst. af hjælpe- stoffer og transport	Tillman et al. (1991) Fremst. af 1 kg karton til mælk - inkl. fremst. af hjælpepestoffer og transport
Forbrug af energiresourcer - direkte energiforbrug				
El	7,1 MJ	5,27 MJ	5,92 MJ	2,73 MJ
Varme (olie)	2,1 MJ	1,4 MJ	3,42 MJ	5,168 MJ
Varme fra træ	16,4 MJ	23,2 MJ	Ikke opgivet	
Energi i træ		17,5 MJ	Ikke opgivet	25,593 MJ
Gas		0,33 MJ	0,25 MJ	2,831 MJ
Øvrigt brændsel			2,26 MJ	1,088 MJ
Energigenvinding/overskud		- 2,16 MJ	- 0,89 MJ	- 0,888 MJ
Energiindhold i karton	16,0 MJ			
SUM	41,6 MJ	45,54 MJ	Træ ikke med	36,522 MJ
Forbrug af ressourcer og hjælpepestoffer				
Træ (85% TS)	2.100 g			
Flis		812 g		
Calciumoxid (CaO)	14,2 g			
Natriumhydroxid (NaOH)	55,7 g			
Svovl (S)	16,3 g			
Ilt (O ₂)	17,3 g			
Natriumchlorat (NaClO ₃)	28,5 g			
Svovlsyre (H ₂ SO ₄)	21,8 g			
Brintperoxid (H ₂ O ₂)	2,6 g			
Vand	65 liter			
Emissioner til luft				
Støv	0,51 g	0,72 g	0,49 g	2,0 g
Kulmonoxid		0,0182 g		
Kuldioxid (CO ₂)	135 g *)	0 g		
Svovloxider (SO _x)	0,59 g	1,33 g	0,56 g	0,9 g
Nitrogenoxider (NO _x)	1,24 g	1,73 g	1,43 g	0,833 g
Chlor (Cl ₂)	0,01 g			
Svovlbrinte (H ₂ S)	0,026 g			
Kulbrinter (HC)		0,0252 g		
Emissioner til vand				
Kemisk iltforbrug (COD)	33,3 g	(**) 11 g	22,4 g	9,7 g
Biologisk iltforbrug (BOD)	8,7 g			1,2 g
Total nitrogen (N)	0,46 g	(**) 0,2 g	0,46 g	
Total fosfor (P)		(**) 0,01 g	0,035 g	
Adsorb. halo. org. forb. (AOX)	0,16 g			
Suspenderede stoffer (SS)		1,1 g	2,8 g	0,3 g
Olie		0,56 mg		
Phenol		0,008 mg		
Fast affald				
Aske		0,0098 g		
Uspesific fast affald	31,4 g		32,9 g	12,0 g

Note: (*) Den mængde kuldioxid, der opgives her, er kun fra forbrænding af olie. Fremstilling af energi opgøres i tabel senere.
(**) er BAT-værdier (Best Available Technology) baseret på tal fra Sveriges Naturvårdsverk.

Tabel 5.2. Ressourceforbrug, emissioner og affald til fremstilling af karton til mælkekartoner - fra forskellige kilder.

Det ses af tabel 5.2, at data fra Karton og Miljø (1995) ligger fint på niveau med data fra litteraturen, og at der oven i købet er detaljerede oplysninger om forbrug af råvarer og hjælpestoffer. Det vurderes derfor, at det ikke er nødvendigt at inddrage ekstra oplysninger fra litteraturen.

5.4 Fremstilling af LDPE-granulat til laminat

Til fremstilling af LDPE-granulat anvendes data fra APME (1993a og 1993b), der inkluderer udvinding af råolie og naturgas, raffinering og cracking af olien, fremstilling af ethylen og polymerisering indtil LDPE-granulatet er fremstillet. De anvendte data inkluderer transport mellem alle produktionstrin indtil granulatet. Energiressourcerne opgives af APME som primær energi i MJ. Disse omregnes til kg hhv Nm³ ressource ved brug af den nedre brændværdi, som angivet i tabel 5.3. Opdæmmet vand fra vandkraft og uranmalm er omregnet med de mængder, der går til at producere 1 MJ.

Energiressource	Energi-ækvivalent
Råolie ¹⁾	42,5 MJ/kg
Naturgas ¹⁾	48,5 MJ/kg
omregnes med 0,81 kg/Nm ³	39,285 MJ/Nm ³
Stenkul ¹⁾	29,5 MJ/kg
Opdæmmet vand ²⁾	0,00836 MJ/liter
Uranmalm ³⁾	40.029 MJ/kg

Note 1): For brændsler er den nedre brændværdi benyttet

Note 2): Beregnet ud fra 500.778 gram vand per kWh (Vattenfalls Research) og en nyttevirkningsgrad på 86% (Frischknecht et al., 1994).

Note 3): Beregnet ud fra 0,00796 gram uranmalm per MJ direkte forbrug og en nyttevirkningsgrad på 31% for netto strømproduktion (Frischknecht et al, 1994).

Tabel 5.3. Nedre brændværdi til omregning af ressourcer fra MJ til kg (UMIP, 1995).

De anvendte data fremgår af tabel 5.5.

		1 kg LDPE (APME, 1993a og 1993b)
Forbrug af energiresourcer - opgivet som primær energi.		
Kul	3,28 MJ =	0,11 kg
Olie	37,45 MJ =	0,881 kg
Gas	45,40 MJ =	1,16 Nm ³
Opdæmmet vand (vandkraft)	0,54 MJ =	64,6 liter
Uranmalm (kernekræft)	1,67 MJ =	0,0042 gram
Andet	0,21 MJ	
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer		
Jernmalm		0,2 g
Kalk (Calciumcarbonat - CaCO ₃)		0,15 g
Bauxit		0,3 g
Natriumchlorid (salt)		8 g
Ler		0,02 g
Ferromangan (48% Mn)		< 0,001 g
Vand		24 liter
Emissioner til luft		
Støv		3 g
Kulmonoxid (CO)		0,9 g
Kuldioxid (CO ₂)		2.500 g
Svovloxider (SO _x)		9 g
Nitrogenoxider (NO _x)		24 g
Hydrogenchlorid (HCl)		0,07 g
Hydrogenfluorid (HF)		0,005 g
Kulbrinter (HC)		21 g
Øvrige organiske stoffer		0,001 g
Metaller		0,005 g
Emissioner til vand		
Kemisk iltforbrug (COD)		1,5 g
Biologisk iltforbrug (BOD)		0,2 g
Syre som H ⁺		0,06 g
Nitrat (NO ₃ ⁻)		0,005 g
Ammonium (NH ₄ ⁺)		0,005 g
Øvrigt nitrogen (N)		0,01 g
Fosfat (P)		0,005 g
Chlorid (Cl ⁻)		0,13 g
Opslæmmede stoffer (Suspendid S.)		0,5 g
Opløste stoffer (DS)		0,32 g
Olie		0,2 g
Kulbrinter (HC)		0,1 g
Metaller		0,25 g
Fast affald		
Industrielt affald		3,5 g
Mineralsk affald		26 g
Slagge og aske		9 g
Toksiske kemikalier		0,1 g
Ikke-toksiske kemikalier		0,8 g

Note: Data for kuldioxid og nitrogenoxider er revideret i forhold til de oprindelige referencer fra 1993 med forfatternes accept (jf. fax fra Ian Boustead, 5. Sept. 1994)

Tabel 5.4. Ressourceforbrug, emissioner og affald fra fremstilling af LDPE inkl. udvinding af råstoffer. Data fra APME (1993).

5.5 Fremstilling af mælkekartoner

De danske mælkekartoner fremstilles af SCHOUW Packing i Århus og Tetra Pak i Sverige. Mælkekartoner fremstilles ved at store baner af karton lamineres med LDPE og udskæres i den rigtige form. Kartonerne længdesvejses ved fremstillingen, men foldes først ud (rejses) på mejeriet, hvor de lukkes i bund og top ved svejsning.

Tabel 5.5 viser det energiforbrug, Karton og Miljø (1995) har angivet til laminering og fremstilling af mælkekartoner.

1 kg lamineret karton (Karton og Miljø, 1995)	
Forbrug af energiresourcer - direkte energiforbrug	
El (Danmark)	1,86 MJ
Varme	1,85 MJ
Total	3,71 MJ

Tabel 5.5 Energiforbrug til fremstilling af mælkekartoner

Til sammenligning kan oplyses, at Tillman et al. (1991) (data fra Sundström, 1991) angiver et energiforbrug på 0,691 MJ el og 0,113 MJ gas per kg lamineret karton, i alt ca. 0,8 MJ/kg lamineret karton. Norske Meierier (1994) opgiver et energiforbrug til laminering, tørring af trykfarver og udskæring på i alt 6,9 kWh per 1000 kartoner, hvilket svarer til ca 0,86 MJ/kg. De danske energiforbrug ligger derfor højere end de svenske og norske, hvilket kan skyldes, at de danske energiforbrug omfatter flere processer til fremstilling af mælkekartoner - det fremgår ikke af referencerne. Data fra Karton og Miljø (1995) er anvendt, da det vurderes, at disse er mest dækkende for de danske kartoner.

Som nævnt i afsnit 4.3.3 antages, at spild fra fremstilling af mælkekartoner opsamles og genbruges til andre produkter.

5.6 Tapning, distribution og forbrug

På mejerierne rejses kartonerne, fyldes med mælk og lukkes. Herefter distribueres mælken til butikkerne, hvor mælken opbevares nedkølet indtil forbrugeren køber mælken, transporterer den hjem og opbevarer den nedkølet indtil brug. Transport og distribution behandles samlet under transport i afsnit 5.8.

Tapning

Schouw Packing A/S (1995) opgiver energiforbruget til tapning af mælk, der for papkartonerne endvidere inkluderer svejsning af karton-

erne. Energiforbruget omfatter både mælk og emballager da det ikke er praktisk muligt at adskille mælkens og emballagernes "andel".

Ved tapping af kartoner anvendes typisk en tappemaskine med en kapacitet på 12.000 liter per time med et forbrug på 45 kW. Til tapping af 100 liter mælk i papkartoner giver det:

$$45 \text{ kW} * 1 \text{ time} * 3,6 \frac{\text{MJ}}{\text{kWh}} * \frac{100 \text{ liter mælk}}{12.000 \text{ liter mælk}} = 1,35 \text{ MJ}$$

Som omtalt i afsnit 4.3.2 under systemgrænserne har det ikke været muligt at opgøre udledninger til luft og vand samt affald fra påfyldning. Det antages, at plastdunke og papkartoner i disse faser giver anledning udledninger og affaldsmængder af samme størrelsesorden.

Nedkøling af emballager

Under påfyldningen nedkøles emballagerne af den kolde mælk. Det energiforbrug, der går til dette, udregnes: Karton har en varmekapacitet på 1,5 kJ/kg°C og polyethylen på 2,3 kJ/kg°C. Det antages, at der nedkøles 15°C (fra ca. 20°C til ca. 5°C).

1-liters kartoner:

0,0015 MJ/kg°C * 2,5 kg karton * 15°C	0,05625 MJ
0,0023 MJ/kg°C * 0,35 kg polyethylen * 15°C	0,012075 MJ
Total	0,068325 MJ

1½-liters kartoner:

0,0015 MJ/kg°C * 2,46 kg karton * 15°C	0,05535 MJ
0,0023 MJ/kg°C * 0,29 kg polyethylen * 15°C	0,010005 MJ
Total	0,065355 MJ

Opbevaring i butikker

I butikkerne opbevares mælken indtil salg. Som omtalt i afsnit 4.3.2 gælder udregningerne *både* mælk og emballager.

Weidema et al. (1995) angiver et energiforbrug på 8,29 Wh per liter opbevaringsvolumen per dag for kølediske med 50% effektivitet og 50% godskrivning for opvarmning af butikken. Opbevaringsvolumet inkluderer både de opbevarede produkter samt det volumen, der omgiver produkterne i køledisken. Mælk opbevares i dag ofte i lukkede, lodrette køleskabe i butikkerne, og energiforbruget til disse vil derfor sandsynligvis være mindre end ovenstående, der dog anses som tilstrækkeligt i denne screening.

En rullecontainer kan indeholde
160 liter mælk i 1-liters papkartoner (160 kartoner) eller
180 liter mælk i 1½-liters papkartoner (120 kartoner).

Det antages, at opbevaringsvolumet af rullecontainer samt luft i og omkring denne i butikken er 200 liter. Herved fås:

1-liters kartoner:

$$8,29 \text{ Wh} * 1 \text{ dag} * 0,0036 \frac{\text{MJ}}{\text{Wh}} * 200 \text{ liter} * \frac{100 \text{ liter mælk}}{160 \text{ liter mælk}} = 3,73 \text{ MJ}$$

1½-liters kartoner:

$$8,29 \text{ Wh} * 1 \text{ dag} * 0,0036 \frac{\text{MJ}}{\text{Wh}} * 200 \text{ liter} * \frac{100 \text{ liter mælk}}{180 \text{ liter mælk}} = 3,32 \text{ MJ}$$

Opbevaring i hjemmet

Weidema et al. (1995) angiver et energiforbrug på 4,73 Wh per opbevaringsliter per dag. Det antages, at 1 liter mælk i køleskabet fylder 1 liter opbevaringsvolumen uanset emballage, og at forbrugeren opbevarer mælken i gennemsnit i 4 dage.

$$4,73 \text{ Wh} * 100 \text{ liter} * 4 \text{ dage} * 0,0036 \frac{\text{MJ}}{\text{Wh}} = 6,81 \text{ MJ}$$

Samlet energiforbrug

Det samlede energiforbrug til påfyldning og opbevaring fremgår af tabel 5.6.

	100 liter mælk i 1-liters mælkekartoner:	100 liter mælk i 1½-liters mælkekartoner:
Forbrug af energiresourcer - direkte energiforbrug		
Påfyldning (dansk el)	1,35 MJ	1,35 MJ
Nedkøling af emballager	0,068 MJ	0,065 MJ
Opbevaring i butik (dansk el)	3,72 MJ	3,32 MJ
Opbevaring i hjem (dansk el)	6,81 MJ	6,81 MJ
Total (dansk el)	11,95 MJ	11,54 MJ

Tabel 5.6.

Energiforbrug til påfyldning og opbevaring af mælk i papkartoner.

5.7 Bortskaffelse

Forbrugeren bortskaffer mælkekartonen i dagrenovationen, som transporteres til forbrændingsanlæg og deponi, hvor mælkekartonen ender sit livsforløb.

I Danmark bortskaffes 80% af husholdningsaffaldet til affaldsforbrænding og 20% til deponi (F. Holten, Miljøstyrelsen, 1994). Det skal dog bemærkes, at stoppet for deponering af brændbart affald fra 1.1.1997 forventes at resultere i, at der stort set ikke deponeres dagrenovation til den tid (V. Østergaard, 1995). Dette vil blive taget op i diskussionen.

Emballageaffaldet er vist i tabel 5.7.

	100 liter mælk i 1-liters mælkekartoner	100 liter mælk i 1½-liters mælkekartoner
Affaldsforbrænding (80%)	Karton: 2 kg LDPE: 0,28 kg	Karton: 1,968 kg LDPE: 0,232 kg
Deponi (20%)	Karton: 0,5 kg LDPE: 0,07 kg	Karton: 0,492 kg LDPE: 0,058 kg

Tabel 5.7.

Emballageaffald fra papkartoner.

Ved forbrænding af karton og LDPE fremkommer varme, der kan anvendes til produktion af elektricitet og varme. Denne energiproduktion ertatter traditionel energiproduktion, som dermed undgås. Systemet for mælkekartoner tilgodeskrives derfor "undgåede ressourcer", "undgåede emissioner" og "undgåede affaldsmængder", svarende til den mængde energi, affaldsforbrændingen erstatter. De undgåede emissioner som følge af energifremstillingen fremgår af de samlede energiberegninger i afsnit 5.9.

Karton har en nedre brændværdi på 16,7 MJ/kg (Finnveden et al, 1994). Man regner normalt med den nedre brændværdi, da det dannede vand fra forbrændingen oftest forlader skorstenen som damp, og der derfor er gået energi til at fordampe vandet.

LDPE har en nedre brændværdi på 44,7 MJ/kg (AMPE, 1993b, angiver en øvre brændværdi på 47,73 MJ/kg, herfra trækkes 2,96 MJ/kg til fordampning af vand).

Miljøpåvirkningerne fra forbrænding af karton er vist i tabel 5.8 og fra forbrænding af LDPE af tabel 5.9. Som det ses af tabel 5.8 medtages kuldioxid fra forbrænding af papir ikke, da denne mængde kuldioxid stammer fra træets optagelse af kuldioxid under væksten få år tidligere.

	1 kg karton (Finnveden et al., 1994)
Energiproduktion ved forbrænding af karton	
Energi fra karton	16,7 MJ
Emissioner til luft	
Støv	0,008 g
Kuldioxid (CO ₂)	CO ₂ -neutralt
Kulmonoxid (CO)	0,9 g
Svovldioxid (SO ₂)	0,1 g
Nitrogenoxider (NO _x)	2,67 g
Hydrogenchlorid (HCl)	0,01 g
Affald	
Aske	40 g

Tabel 5.8. Emissioner fra forbrænding af kartonen fra mælkekartoner (Finnveden et al., 1994).

	1 kg LDPE (Tillman et al., 1991)
Energiproduktion ved forbrænding af LDPE	
Energi fra LDPE	44,7 MJ
Emissioner til luft	
Kuldioxid (CO ₂)	3.138 g
Nitrogenoxider (NO _x)	6.88 g

Tabel 5.9. Emissioner fra forbrænding af LDPE fra mælkekartoner (Tillman et al., 1991).

5.8 Transport

5.8.1 Metode til beregning af energiforbrug ved transport

Transport i hele systemet antages at foregå med lastbil.

Metode

Energiforbrug og emissioner fra transport med lastbil afhænger af mange ting, blandt andet om:

- lastbilen kører i byen (med mange stop), på landet eller på motorvej (jævn, optimal belastning),
- om den kører kort eller langt og når at blive kold (koldstart giver mange emissioner),
- om det er en ny eller gammel model,
- om motoren er vedligeholdt, og
- om lastbilens vægt- og volumenmæssige kapacitet er udnyttet fuldt ud (kapacitetsudnyttelsen).

Det er ikke muligt at tage hensyn til alle disse faktorer. Transport med lastbil vil her blive beregnet på følgende måder:

- A) For transport, hvor det er muligt at fastlægge lastbilens størrelse (vægt) og den transporterede mængde gods per transport, således at kapacitetsudnyttelsen kan bestemmes, vil dette blive anvendt. Dette gælder transport i Danmark af nye, tomme emballager samt transport af fyldte mælkeemballager under distribution.
- B) For transport, der ikke kan fastlægges specifikt, vil der blive anvendt gennemsnitstal for lastbiltransport over lange afstande i Europa. Dette gælder transport af råvarer og materialer, der kommer fra udlandet.

Beregningsdata for specifik transport

Til den specifikt fastlagte transport (kategori A) beregnes transportenergien ud fra:

- Transportafstand
- Lastbilens egenvægt
- Vægten af det transporterede gods per transport (dvs. at kapacitetsudnyttelsen fastlægges)
- Et energiforbrug på 1,0 MJ/(km ton totalvægt), hvor totalvægten er summen af lastbilens egenvægt og godsvægten.

For de specifikt fastlagte transporter antages det, at lastbilerne er større end 16 ton og dieseldrevne.

Energiforbruget på 1,0 MJ/(km ton totalvægt) haves fra Frischknecht et al. (1994): En 16 ton lastbil med en maksimal last på 9 ton har et energiforbrug på 2,7 MJ/(km ton gods) ved en kapacitetsudnyttelse på 50%. Dette omregnes til per ton totalvægt:

Lastbilen vejer 7 ton. 50% kapacitetsudnyttelse svarer til 4,5 ton gods, hvilket betyder, at totalvægten er $7 + 4,5 = 11,5$ ton.

$$\frac{2,7 \text{ MJ/(km ton gods)} * 4,5 \text{ ton gods}}{11,5 \text{ ton totalvægt}} \approx 1,0 \text{ MJ/(km ton totalvægt)}$$

Dette svarer til at lastbilen kører ca. 2,3 km per liter ved fuld last og ca. 5,1 km per liter, når den er tom (diesel har et energiindhold på 36 MJ/liter).

Karton og Miljø (1995) nævner, at Mercedes DK giver et eksempel på lastbilens energiforbrug for en 18 ton lastbil. Lastbilen har fuldt lastet (totalvægt 18 ton) et dieselforbrug på ca. 0,4 liter per km og ved tom kørsel (egenvægt 8 ton) et forbrug på ca. 0,2 liter per km. Det betyder, at lastbilen kører ca. 2,5 km per liter ved fuld last og ca. 5 km per liter, når den er tom. Dette stemmer fint overens med de anvendte 1,0 MJ/(km ton totalvægt).

Emissioner fra transport og ressourcer og emissioner fra fremstilling af diesel til transport opgøres i afsnit 5.8.3.

Beregningsdata for transport

Transport, der ikke kan fastlægges specifikt, beregnes ud fra oplysninger om:

- Transportafstand
- Transporteret mængde gods
- Et energiforbrug på 1,1 MJ/(km ton gods).

Da det i systemerne hovedsageligt drejer sig om transport af råvarer og materialer over store afstande i Europa, vil der blive taget udgangspunkt i en stor, dielseldreven lastbil på 40 ton.

Det antages, at den gennemsnitlige kapacitetsudnyttelse for disse transporter er 50%. En kapacitetsudnyttelse på 50% svarer til, at lastbilen kører fuld den ene vej og tom den anden - eller at en lastbil under distribution kun er fyldt op i starten og på den sidste del af turen kører tom. Frischknecht et al. (1994) anvender en gennemsnitlig kapacitetsudnyttelse på 50%, men skriver samtidigt, at det er højt sat - tyske statistikker for godstransport med lastbiler viser gennemsnitlige kapacitetsudnyttelser på mellem 34% og 52%.

Ovennævnte lastbil på 40 ton medbringer 13 ton gods ved 50% kapacitetsudnyttelse (jf. Frischknecht et al., 1994), og de 1,1 MJ/(km ton gods) svarer derfor til:

$$\frac{36 \text{ MJ/liter (Energiindhold i diesel)}}{1,1 \text{ MJ/km ton gods} * 13 \text{ ton gods}} = 2,5 \text{ km per liter}$$

5.8.2 Transport i papkartonens livsforløb

Transport af råvarer

Transport af tømmer fra skov til brug antages at foregå med lastbil. Granath et al. (1994) angiver en gennemsnitlig transportafstand på 150 km.

Transport af karton

Karton transporteres i Sverige fra papirfabrikken til Tetra Pak og SCHOUW Packing, der fremstiller kartonerne. Transportafstanden er af Karton og Miljø sat til 900 km.

Transport af granulat

Transport af granulat til Tetra Pak og SCHOUW Packing antages at foregå som HDPE-granulatet til plastdunke: med lastbil fra Amsterdam, 900 km (Granath og Strömdahl, 1994).

Transport af nye, tomme papkartoner

Når Tetra Pak og SCHOUW Packing har fremstillet mælkekartoner, transporteres disse til mejerierne. Mejerierne er fordelt over hele Danmark. Mælkekartonerne transporteres sammenklappede i kasser stablet på paller. Kartonerne foldes først ud (rejses) på mejerierne. Karton og Miljø opgiver en transportafstand på 100 km.

For 1-liters kartonerne udregnes energiforbruget:

En lastbil kan transportere 30 paller med hver 20.000 1-liters kartoner, i alt 600.000. Pallerne vejer 30 kg og egenvægten af lastbilen er 15 ton (Karton og Miljø, 1995). 1-liters kartonerne vejer, som tidligere nævnt, 28,6 g per stk. Totalvægten af lastbil og gods er da:

$$600.000 * 0,0000286 \text{ ton} + 30 * 0,030 \text{ ton} + 15 \text{ ton} = 33,06 \text{ ton}$$

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) * 100 \text{ km} * 33,06 \text{ ton} = 3.306 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 100 stk. 1-liters kartoner:

$$3.306 \text{ MJ} * \frac{100 \text{ kartoner}}{600.000 \text{ kartoner}} = 0,551 \text{ MJ}$$

For 1½-liters kartonerne udregnes energiforbruget:

En lastbil kan transportere 30 paller med hver 16.000 1½-liters kartoner, i alt 480.000. Pallerne vejer 30 kg og egenvægten af lastbilen er 15 ton (Karton og Miljø, 1995). 1½-liters kartonerne vejer 41,4, g per stk. Totalvægten af lastbil og gods er da:

$$480.000 * 0,0000414 \text{ ton} + 30 * 0,030 \text{ ton} + 15 \text{ ton} = 35,77 \text{ ton}$$

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) * 100 \text{ km} * 35,77 \text{ ton} = 3.577 \text{ MJ}$$

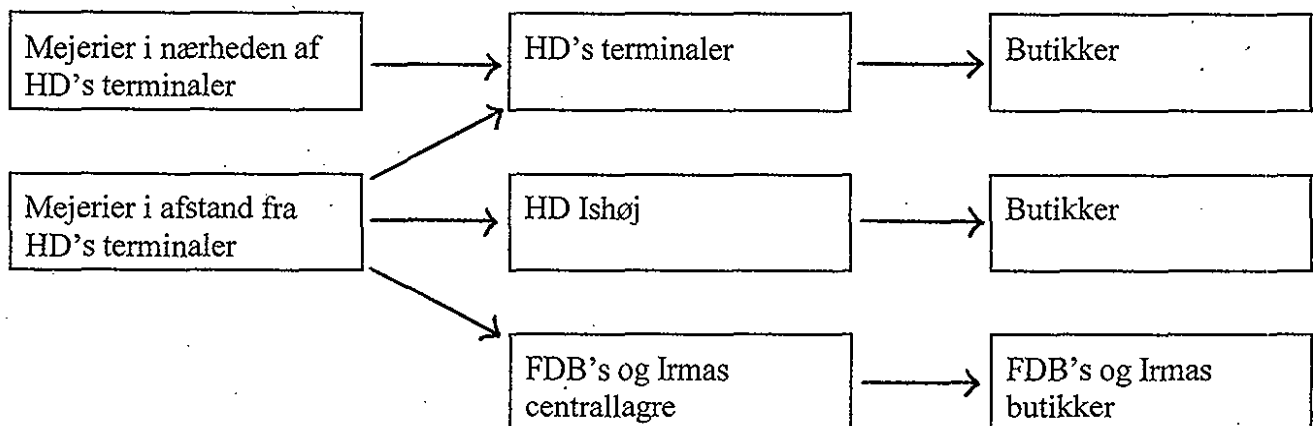
Heraf udgør energi til transport af 100 liter mælk i 1½-liters kartoner:

$$3.577 \text{ MJ} * \frac{66,67 \text{ kartoner}}{480.000 \text{ kartoner}} = 0,497 \text{ MJ}$$

Karton og Miljø (1995) angiver, at returkørsel udnyttes til anden transport, og derfor medtages returkørsel ikke.

Distribution af mælk

Fra mejerierne transporteres mælken til butikkerne. Noget af mælken transporteres direkte, mens andet går over terminaler før det distribueres til butikken, som vist i figur 5.2:



Figur 5.2 Distribution af konsummælk.

Transport fra mejerier til terminaler og centrallagre

Beregningerne af transportafstande under distributionen fremgår af bilag B, der er baseret på oplysninger fra MD Foods i bilag A.

Mælk transporteres i gennemsnit 26,6 km fra mejerierne til terminaler og centrallagre, heri inkluderet de centrallagre, der ligger i tilknytning til mejerierne (se bilag B).

Den gennemsnitlige last for disse transporter vurderes at være ca. 46 rullepaller, hvilket svarer til ca 90% fyldning. 1 rullepalle indeholder 360 liter mælk både for 1-liters papkartoner og 1½-liters papkartoner, og det svarer derfor til 16.560 liter mælk (MD Foods, 1995). En rullepalle vejer 35 kg (Norske Meierier, 1994). Det antages, at lastbilens egenvægt er 18 ton, og totalvægten af lastbil og gods er da:

Mælk:	16,56 ton
Emballager:(1-liters):	16.560 * 0,0000286 ton 0,47 ton
Paller: 46 paller * 0,035 ton	1,61 ton
Lastbilens egenvægt:	18 ton
Total	36,64 ton

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) * 26,6 \text{ km} * 36,64 \text{ ton} = 974,6 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 100 liter mælk i 1-liters kartoner:

$$974,6 \text{ MJ} * \frac{100 \text{ liter}}{16.560 \text{ liter}} = 5,89 \text{ MJ}$$

Emballagerne for 1½-liters kartoner vejer 0,46 ton (16.560*0,6667*0,0000414 ton) og energiforbruget til transport af mælk i 1½-liters papkartoner er derfor ligeledes 5,89 MJ.

Dette energiforbrug er både for transport af emballager og mælk.

Det vurderes, at returkørsel udnyttes i høj grad til anden transport, og derfor medtages returkørsel ikke.

Distribution af mælk

MD Foods distribuerer mælk fra terminalerne til butikkerne sammen med en mængde øvrige fødevarer, og det er derfor ikke så enkelt at udregne den afstand, der hører til distribution af mælk. E. Mikkelsen, MD Foods, vurderer, at den gennemsnitlige transportafstand for et læs mælk er ca. 200 km. Hvis der kun blev transporteret mælk vurderer Mikkelsen, at der med en fyldningsgrad på 85% ville kunne transporteres ca. 30 rullepaller med hver 360 liter mælk. Mælken transporteres i gennemsnit kun på halvdelen af vejen, da distributionsbilen starter med fuldt læs og ender med tomt læs, men har tomme paller med på tilbagevejen. Det antages, at lastbilens egenvægt er 10 ton, og totalvægten af lastbil og gods er da:

Mælk: 30 paller med 360 liter * 0,5	5,40 ton
Emballager (1-liters): 10.800 * 0,0000286 ton * 0,5	0,15 ton

Paller: 30 paller * 0,035 ton	1,05 ton
Lastbilens egenvægt:	10 ton
Total	16,6 ton

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) * 200 \text{ km} * 16,6 \text{ ton} = 3.320 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 100 liter mælk i 1-liters kartoner:

$$3.320 \text{ MJ} * \frac{100 \text{ liter}}{10.800 \text{ liter}} = 30,7 \text{ MJ}$$

Emballagerne for 1½-liters kartoner vejer 0,30 ton (10.800*0,6667*0,0000414 ton) og energiforbruget til transport af mælk i 1½-liters papkartoner er derfor ligeledes 30,7 MJ.

Det antages, at energiforbruget for FDB's og Irmas distributioner svarer til MD Foods distribution.

Karton og Miljø (1995) har opgivet data for distribution i rullecontainere. Beregninger med anvendelse af disse giver et energiforbrug, der ligger tæt på ovennævnte 30,7 MJ.

Transport af mælk til forbruger i personbil

Transport af mælk fra butik til forbruger foregår enten gående, på cykel eller i bil. Det er ikke muligt at fastlægge den del af biltransporten, der hører til transport af mælk.

Et overslag kan dog beregnes ud fra følgende antagelser:

- Der tages udgangspunkt i en "gennemsnitsbil", der kører ca 15 km per liter benzin.
- Det antages, at man kører i gennemsnit 2 km tur/retur til nærmeste butik (nogen kører langt, andre har ikke bil).
- Man køber 2 liter mælk (en uges forbrug), hvilket svarer til 50 transporter for 100 liter mælk.
- Disse 2 liter udgør 10% af vægten af det samlede vareindkøb.
- Benzin har et energiindhold på ca. 30 MJ/liter.

Energiforbrug til transport af 100 liter mælk bliver da:

$$\frac{2 \text{ km} * 50 \text{ transporter} * 0,1 * 30 \text{ MJ/l benzin}}{15 \text{ km/l benzin}} = 20 \text{ MJ}$$

Det giver et samlet energiforbrug på ca. 20 MJ til indkøb af 100 liter mælk. Det vurderes, at emballagen ikke har indflydelse på energiforbruget til transport i personbil - bilen bruger ikke mere eller mindre energi, om forbrugeren køber mælk i papkartoner eller plastdunke, da mælken ikke pakkes, som under distributionen. Der er derfor ikke "samspil" mellem emballager og produkt, og det er derfor muligt at udregne emballagens andel af energiforbruget (se kapitel 4).

Hvis emballagens andel af transporten udregnes ud fra vægtforholdet mellem mælk og emballager findes at energiforbruget til biltransport er:

$$20 \text{ MJ} * \frac{2,8 \text{ kg emballage}}{2,8 \text{ kg emballage} + 100 \text{ kg mælk}} = 0,54 \text{ MJ}$$

Transport til bortskaffelse Den gennemsnitlige transport for dagrenovation er anslået til 50 km.

Tabel 5.10 og 5.11 viser den samlede transport for 1-liters og 1½-liters mælkekartoner. Vær opmærksom på, at transport fra mejerier til butikker inkluderer *mælk samt emballager*, hvorimod alle øvrige transporter kun medtager emballagen. Transport fra mejerier til butikker giver derfor et stort bidrag til det samlede energiforbrug.

Transport	Transportafstand km	Transporteret vægt kg	Specifikt energiforbrug MJ/km ton gods	Samlet energi- forbrug MJ
Tømmer fra skov til papirfabrik	150 km	5,25 kg	1,1	0,87 MJ
Karton fra papirfabrik til Tetra Pak og SCHOUW Packing	900 km	2,5 kg	1,1	2,48 MJ
Transport under udvinding af råvarer og fremstilling af granulat	Er inkluderet i procesdata for fremstilling af plast			
Granulat fra Amsterdam til Tetra Pak og SCHOUW Packing	900 km	0,35 kg	1,1	0,35 MJ
Mælkekartoner fra Tetra Pak og SCHOUW Packing til mejerier	100 km	Se beregninger i tekst		0,55 MJ
Mælk og emballager fra mejerier til terminaler	26,6 km	Se beregninger i tekst		5,9 MJ
Mælk og emballager fra terminaler til butikker	200 km	Se beregninger i tekst		30,7 MJ
Transport fra butik til forbruger (personbil)	2 km	Se beregninger i tekst		0,54 MJ
Transport under bortskaffelse	50 km	2,86 kg	1,1	0,16 MJ
Totalt energiforbrug				41,6 MJ

Tabel 5.10. Transportenergi for 1-liters mælkekartoner til 100 liter mælk.

Transport	Transportafstand km	Transporteret vægt kg	Specifikt energiforbrug MJ/km ton gods	Samlet energi- forbrug MJ
Tømmer fra skov til papirfabrik	150 km	5,17 kg	1,1	0,85 MJ
Karton fra papirfabrik til Tetra Pak og SCHOUW Packing	900 km	2,46 kg	1,1	2,44 MJ
Transport under udvinding af råvarer og fremstilling af granulat	Er inkluderet i procesdata for fremstilling af plast			
Granulat fra Amterdam til Tetra Pak og SCHOUW Packing	900 km	0,29 kg	1,1	0,29 MJ
Mælkekartoner fra Tetra Pak og SCHOUW Packing til mejerier	100 km	Se beregninger i tekst		0,50 MJ
Mælk og emballager fra mejerier til terminaler	26,6 km	Se beregninger i tekst		5,9 MJ
Mælk og emballager fra terminaler til butikker	200 km	Se beregninger i tekst		30,7 MJ
Transport fra butik til forbruger (personbil)	2 km	Se beregninger i tekst		0,54 MJ
Transport under bortskaffelse	50 km	2,76 kg	1,1	0,15 MJ
Totalt energiforbrug				41,4 MJ

Tabel 5.11. Transportenergi for 1½-liters mælkekartoner til 100 liter mælk.

5.8.3 Emissioner fra transport

Opgørelsen af ressourceforbrug, emissioner og affald fra transport inkluderer både selve transporten (hvor diesel forbrændes under afgivelse af luftemissioner) samt fremstilling af diesel (fra udvinding af råstoffer frem til dieselen bruges i lastbilen).

Da hovedparten af energien bruges til distribution af mælk og emballager, som det fremgår af tabel 5.10 og 5.11, regnes emissionerne for en stor, dieseldreven lastbil, der kører 50% bykørsel og 50% landevej. Emissionerne er generelt lidt højere for bykørsel med mange stop end for mere jævn transport på landeveje og motorveje.

Emissioner fra transport fremgår af tabel 5.12. Data er fra UMIP (1995) samt RISØ (Kilde, 1995).

	Kørsel 1 MJ	Udvinding og fremstilling 1 MJ	Total ved forbrug af 1 MJ diesel 1 MJ
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer			
Naturgas		0,0018 Nm ³	0,0018 Nm ³
Råolie		24 g	24 g
Stenkul		0,11 g	0,11 g
Uranmalm		6,3 10 ⁻⁷ g	6,3 10 ⁻⁷ g
Aluminium		0,0019 g	0,0019 g
Calciumcarbonat (CaCO ₃)		0,0033 g	0,0033 g
Jern		0,0016 g	0,0016 g
Overfladevand		0,00058 g	0,00058 g
Uspecificeret vand		4,9 g	4,9 g
Emissioner til luft			
Støv	0,1 g	0,008 g	0,108 g
Kuldioxid (CO ₂)	70,9 g	7,2 g	78,1 g
Kulmonoxid (CO)	0,862 g	0,003 g	0,865 g
Svovldioxid (SO ₂)	0,09 g	0,05 g	0,014 g
Nitrogenoxider (NO _x)	1,05 g	0,08 g	1,13 g
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	0,02 g	ingen data	0,02 g
Methan (CH ₄)	0,008 g	ingen data	0,008 g
Kulbrinter (HC)	ingen data	0,068 g	0,068 g
Flygtige org. stoffer (VOC)	0,28 g	0,0005 g	0,28 g
Flygtige org. stoffer uden methan (NMVOC)	0,27 g	ingen data	0,27 g
Hydrogenchlorid (HCl)	-	0,00012 g	0,00012 g
Metaller (uspecific.)	-	0,00002 g	0,00002 g
Emissioner til vand			
Kemisk iltforbrug (COD)	-	0,00023 g	0,00023 g
Biologisk iltforbrug (BOD)	-	0,0011 g	0,0011 g
Syre som H ⁺	-	0,00070 g	0,00070 g
Nitrat (NO ₃ ⁻)	-	0,00010 g	0,00010 g
Ammonium (NH ₄ ⁺)	-	0,000030 g	0,000030 g
Øvrigt nitrogen (N)	-	0,000023 g	0,000023 g
Chlorid (Cl ⁻)	-	0,00023 g	0,00023 g
Suspenderede stoffer (SS)	-	0,00014 g	0,00014 g
Kulbrinter (HC)	-	0,00047 g	0,00047 g
Metaller	-	0,00012 g	0,00012 g
Fast affald			
Slagge og aske	-	0,000058 g	0,000058 g
Volumenaffald (uspec.)	-	0,000062 g	0,000062 g

Note: Antallet af decimaler kan ikke ses som et udtryk for usikkerheden på data, de er afrundede værdier af de originale data. I regnearket regnes med alle kendte decimaler.

Tabel 5.12.

Ressourceforbrug, emissioner og affald fra brug og fremstilling af diesel til transport.

Benzin

Benzinforbruget til personbiler udgør kun en lille del af det samlede energiforbrug, og der er derfor foretaget en tilnærmelse: emissionerne fra benzin regnes som emissioner fra diesel.

5.9 Energifremstilling til hele systemet

Brug og fremstilling af energi medfører ressourceforbrug, emissioner og affald. Energiforbrugene i emballagesystemerne kan inddeles i følgende kategorier:

- Dansk elektricitet
- Svensk elektricitet
- Fuelolie
- Diesel

Som tidligere nævnt er elproduktionen inkluderet i data for plastfremstilling (APME, Boustead 1993). Disse opgøres derfor ikke særskilt her.

Dansk elektricitet

Dansk elektricitet bruges i mange af de processer, der foregår i Danmark. Ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder fra fremstilling af elektriciteten er baseret på data fra UMIP (1995) (data fra 1992, inklusiv 10% ledningstab). Data er vist i tabel 5.13.

Svensk elektricitet

Svensk elektricitet anvendes under kartonproduktionen. I de opgivne data fra Karton & Miljø er kuldioxid-bidraget fra svensk el-produktion udregnet. Dette bidrag er *ikke* indregnet under karton, men udregnes her under energiproduktion baseret på data fra UMIP (1995) (data fra 1992, inklusiv 10% ledningstab). Data er vist i tabel 5.13.

Fuelolie

Fuelolie bruges i to processer i emballagernes livscyklus:

- A) Under kartonproduktionen (materialefremstilling)
- B) Til fremstilling af mælkekartoner (emballagefremstilling)

Data for kartonproduktionen (A) indeholder allerede emissioner fra forbrænding af olien (partikler, nitrogenoxider, svovloxider, chlor, svovlbrinte og kuldioxid). For ikke at regne disse emissioner med to gange, er der lavet et specielt datasæt for fuelolie til kartonproduktionen. Data er fra UMIP (1995) og fremgår af tabel 5.13.

Diesel

Diesel bruges til skovbrug til maskiner og transport. Da det drejer sig om små mængder i forhold til den diesel, der anvendes til transport i hele systemet, og da en stor del af dieselen til skovbrug sandsynligvis bruges til transport, regnes miljøbelastninger fra brug og udvinding af diesel som for transport, se tabel 5.13. Data er fra UMIP (1995).

	Brug og fremstilling af fuelolie ¹⁾ (A) 1 MJ	Brug og fremstilling af fuelolie ¹⁾ (B) 1 MJ	Fremstilling af dansk el (inkl. udvinding) 1 MJ	Fremstilling af svensk el (inkl. udvinding) 1 MJ
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer				
Naturgas	0,0018 Nm ³	0,0018 Nm ³	0,004 Nm ³	0,0001 Nm ³
Råolie	24 g	24 g	3,8 g	0,71 g
Stenkul	0,11 g	0,11 g	87 g	2,16 g
Biomasse	-	-	2,2 g	0,0029 g
Uranmalm	6,3 · 10 ⁻⁷ g	6,3 · 10 ⁻⁷ g	-	0,00419 g
Aluminium	0,0019 g	0,0019 g	0,00053 g	0,000052 g
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	0,0033 g	0,0033 g	0,0003 g	0,000092 g
Jern	0,0016 g	0,0016 g	0,00017 g	0,000046 g
Opdæmnet vand	-	-	147 g	76.800 g
Overfladevand	0,00058 g	0,00058 g	-	-
Uspecificeret vand	4,9 g	4,9 g	0,56 g	4 g
Emissioner til luft				
Støv	0,0079 g ²⁾	0,0081 g	0,12 g	0,0038 g
Kuldioxid (CO ₂)	7,2 g ²⁾	82,19 g	255 g	8,2 g
Kulmonoxid (CO)	0,052 g	0,052 g	0,039 g	0,1 g
Svovldioxid (SO ₂)	0,052 g ²⁾	0,16 g	1,3 g	0,11 g
Nitrogenoxider (NO _x)	0,078 g ²⁾	0,18 g	0,83 g	0,04 g
Methan (CH ₄)	ingen data	ingen data	0,0053 g	0,0016 g
Kulbrinter (HC)	0,068 g	0,068 g	2,0 g	0,049 g
Flygtige org. stoffer (VOC)	0,0098 g	0,0098 g	0,00005 g	0,000014 g
Flygtige org. stoffer uden methan (NMVOC)	ingen data	ingen data	0,0058 g	0,0023 g
Hydrogenchlorid (HCl)	0,00012 g	0,00012 g	0,000028 g	0,000003 g
Metaller (uspecific.)	0,000023 g	0,000023 g	ingen data	ingen data
Emissioner til vand				
Kemisk iltforbrug (COD)	0,00023 g	0,00023 g	0,00022 g	0,0000066 g
Biologisk iltforbrug (BOD)	0,0011 g	0,0011 g	0,000011 g	0,0000033 g
Syre som H ⁺	0,00070 g	0,00070 g	0,0002 g	0,00002 g
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,00010 g	0,00010 g	0,00001 g	0,000055 g
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,000030 g	0,000030 g	0,000027 g	0,000032 g
Øvrigt nitrogen (N)	0,000023 g	0,000023 g	0,0000022 g	0,0000007 g
Chlorid (Cl ⁻)	0,00023 g	0,00023 g	0,000022 g	0,000013 g
Suspenderede stoffer (SS)	0,00014 g	0,00014 g	0,00015 g	0,0000039 g
Kulbrinter (HC)	0,00047 g	0,00047 g	0,000006 g	0,000013 g
Metaller	0,00012 g	0,00012 g	0,000028 g	0,0000043 g
Fast affald				
Farligt affald				0,00061 g
Radioaktivt affald				0,000056 g
Slagge og aske	0,058 g	0,058 g	7 g	0,23 g
Volumenaffald (uspec.)	0,062 g	0,062 g	51 g	1,2 g

Note 1: Data for fuelolie er ved oliefyring i et 1-20 MW oliefyr.

Note 2: Disse emissioner for processen er allerede inkluderet i procesdata - og disse emissioner er derfor kun fra udvinding og fremstilling af olien.

Note 3: Antallet af decimaler kan ikke ses som et udtryk for usikkerheden på data, de er afrundede værdier af de originale data. I regnearket regnes med alle kendte decimaler.

Tabel 5.13. Ressourceforbrug, emissioner og affald fra brug og fremstilling af fuelolie samt fra fremstilling af el-energi.

Som nævnt i afsnit 4.3.2 antages, at affaldsforbrænding erstatter dansk el, og at el-produktionen ved affaldsforbrænding har en virkningsgrad på 40%.

5.10 Resultat af opgørelsen

Resultaterne af opgørelsen er inddelt i livscyklustrin, da det derved er nemmere at identificere, hvor bidragene kommer fra. Livsforløbet for emballagerne er inddelt i:

- Fremstilling af råmaterialer:
 - LDPE-granulat til laminat (papkartoner)
 - Skovbrug (karton til papkartoner og etiketter til plastdunke)
 - Fremstilling af karton/papir (karton til papkartoner og papir til etiketter til plastdunke)
- Fremstilling af emballager
- Tapning, butikker og forbruger
- Bortskaffelse:
 - Forbrænding af karton / papir
 - Forbrænding af plast
 - Deponering af tømte emballager
- Transport
- Energifremstilling:
 - Dansk el
 - Svensk el
 - Fuelolie

Transporten inkluderer både emissioner under selve transporten samt råstoffer, emissioner og affald under fremstilling af diesel til transport. Desuden er diesel fra skovbrug lagt ind under "transport", da hovedparten af dieselen brugt ved skovbrug anvendes til transport.

Resultaterne af opgørelsen inddrages i kapitel 7 i diskussionen.

Tabel 5.14 og 5.15 viser det direkte energiforbrug for hhv. 1-liters og 1½-liters papkartoner. Det direkte energiforbrug anvendes kun som mellemregning for at finde de endelige forbrug af ressourcer, emissioner og affaldsmængder, og er således ikke et resultat i sig selv.

Papkarton - 1 liter		Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager	Tapning butikker og forbrug	Bortskaffelse			Transport 1)	Total
		LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd., karton	Forbrænd., plast	Deponi		
Forbrug af energiresourcer - direkte forbrug (til omregning til ressourceforbrug og emisjoner til energifremstilling)											
El (Sverige)	MJ	Opgøres		17,75							17,8
El (Danmark)	MJ	ikke som direkte			4,65	11,95					16,6
Olie	MJ	energi-		5,25	4,625						9,9
Diesel	MJ	forbrug	1							41,6	42,6
Varme fra træ	MJ			41							41
Energiindhold	MJ			40							40
Affaldsforbrænd	MJ						-33,4	-12,5			-45,9

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.14

Direkte energiforbrug i livsforløbet til 1-liters papkartoner til 100 liter mælk.

Papkarton - 1½ liter		Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager	Tapning , butikker og forbrug	Bortskaffelse			Transport 1)	Total
		LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd., karton	Forbrænd., plast	Deponi		
Forbrug af energiresourcer - direkte forbrug (til omregning til ressourceforbrug og emissioner til energifremstilling)											
El (Sverige)	MJ	Opgøres		17,49							17,5
El (Danmark)	MJ	ikke som direkte			4,58	11,54					16,1
Olie	MJ	energi-		5,17	4,56						9,7
Diesel	MJ	forbrug	1,0							41,4	42,4
Varme fra træ	MJ			40,4							40,4
Energiindhold	MJ			39,4							39,4
Affaldsforbrænd	MJ						-32,9	-10,4			-43,3

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.15

Direkte energiforbrug i livsforløbet til 1½-liters papkartoner til 100 liter mælk.

Papkarton - 1 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager - papkarter	Tapning, butikker og forbrug	Bortskaffelse		Transport (I)		Energifremstilling		Total	Sparede miljøpåvirkninger
	LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd., karton	Forbrænd., plast	Deponi	Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Forbrug af energiresourcer - primær energi													
Stenkul	g	39						5	1448	38	1	1531	-1602
Råolie	g	308						1023	63	13	237	1644	-70
Naturgas	Nm3	0,404						0,076	0,067	0,002	0,018	0,566	-0,074
Uranmalm	g							2,7E-05		0,074	6,2E-06	0,074	
Opvarmet vand (vandkraft)	liter	22,6							2,4	1364,2		1389,3	-2,7
Biomasse	g									52		52	-40
Andet (uspecificeret energi)	MJ	0,074										0,074	
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer													
Træ 85% TS	g		5250									5250	
Jern	g	0,0700						0,0690	0,0028	0,0008	0,0161	0,1587	-0,0031
Aluminium (=4,81 kg bauxit)	g	0,022						0,079	0,009	0,00093	0,018	0,129	-0,0097
Ler	g	0,007										0,007	
Ferromangan (48% Mn)	g	0,00035										0,00035	
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	g	0,053						0,139	0,005	0,002	0,032	0,230	-0,006
Calciumoxid (CaO)	g		35,5									35,5	
Svovl (S)	g		40,75									40,75	
Ilt (O ₂)	g		43,25									43,25	
Natriumhydroxid (NaOH)	g		139,25									139,25	
Natriumchlorid (NaCl)	g	2,8										2,8	
Natriumchlorat (NaClO ₃)	g		71,25									71,25	
Svovlsyre (H ₂ SO ₄)	g		54,5									54,5	
Brintperoxid (H ₂ O ₂)	g		6,5									6,5	
Farvestoffer (uspecificerede)	g		7,6									7,6	
Vand (overfladevand)	liter							2,5E-05			5,7E-06	3,1E-05	
Vand (uspecificeret)	liter	8,4	162,5					0,2	9,2	0,07	0,05	180,5	-10,2

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.16

Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer i livscykluset til 1-liters papkarter til 100 liter mælk

Papkarton - 1 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager - papkarter	Tapning, butikker og forbrug	Bortskaffelse			Transport (1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljøpåvirkninger
	LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd., karton	Forbrænd., plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Emissioner til luft														
Støv/partikler	1,1		1,3			0,016			4,63	2,05	0,0673	0,07817	9,16	-2,27
Kuldioxid (CO ₂)	875		338				879		3326	4238	145	71	9871	-4689
Kulmonoxid (CO)	0,3					1,8			36,9	0,7	1,7	0,5	41,9	-0,7
Svovloxider (SO ₂ , SO _x)	3,2		1,5			0,2			6,2	21,3	1,9	0,5	34,7	-23,6
Nitrogenoxider (NO _x)	8,4		3,1			5,3	1,9		47,9	13,7	0,7	0,8	81,9	-15,2
Dinitrogenoxid (N ₂ O)									0,87	0,29	0,01		1,16	-0,32
Methan										0,088	0,028		0,116	-0,097
Kulbrinter (HC)	7,4								2,9	32,7	0,9	0,7	44,5	-36,2
Flygtige org. forb. (VOC)										0,0008	0,0003	0,0970	0,0981	-0,0009
Flyg org f. methan (NMVOC)										0,097	0,041		0,138	-0,107
Chlor (Cl)			0,025						0,005	0,00046	5,8E-05	0,0011	0,025	-0,0005
Hydrogenchlorid (HCl)	0,025												0,00175	
Hydrogenfluorid (HF)	0,00175		0,065										0,065	
Svovlbrinte (H ₂ S)													0,00035	
Øvrige organiske stoffer	0,00035												0,00035	
Metaller	0,0018								0,0010			0,00023	0,0030	
Emissioner til vand														
COD	0,525		83,25						0,00992	0,00369	0,00012	0,0023	83,8	-0,0041
BOD	0,07		21,75						0,0496	0,00018	5,8E-05	0,0115	21,9	-0,0002
Syre som H ⁺	0,021								0,0298	0,00341	0,00035	0,0069	0,061	-0,0038
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,00175								0,00439	0,00016	0,00975	0,00102	0,0171	-0,0002
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,00175								0,0013	4,5E-05	0,00563	0,0003	0,00902	-5E-05
Øvrigt N	0,0035		1,15						0,00099	3,7E-05	1,2E-05	0,00023	1,15	-4E-05
Total-P	0,00175												0,00175	
AOX (Adsorb. halog. org f)			0,4										0,4	
Chlorid (Cl ⁻)	0,0455								0,0099	0,00037	0,00023	0,0023	0,0583	-0,0004
Opskønnede partikler (SS)	0,175								0,006	0,003	7E-05	0,001	0,185	-0,0003
Opløste stoffer (DS)	0,112												0,112	
Olie	0,07									0,002			0,072	-0,0002
Kulbrinter (HC)	0,035								0,0198	0,0010	0,0002	0,0046	0,0607	-0,0011
Metaller	0,0875								0,0050	0,0005	7,6E-05	0,0011	0,0941	-0,0005

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.17 Emissioner til luft og vand i livsforløbet til 1-liters papkarter til 100 liter mælk.

Papkarton - 1 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapning , butik- ker og forbrug	Bortskaffelse			Trans- port 1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger
	LDPE granulat	Skov- brug	Karton			For- brænd, karton	For- brænd, plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Fast affald														
Industrielt affald	g	1,225											1,225	
Mineralsk affald	g	9,1											9,1	
Slagge og aske	g	3,2							2,5	116,7	4,1	0,6	126,9	-129,1
Volumenaffald, plast	g							70					70	
Volumenaffald, papir/karton	g							500					500	
Volumenaffald, uspecifiseret	g								2,7	843,8	21,9	0,6	869,0	-933,6
Radioaktivt affald	g										0,00999		0,00999	
Farligt affald	g										0,0108		0,0108	
Toksiske kemikalier	g	0,035											0,035	
Ikke-toksiske kemikalier	g	0,28											0,28	
Uspecifiseret fast affald	g		78,5										78,5	

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.18

Affaldsmængder fra livsforløbet af 1-liters papkartoner til 100 liter mælk.

Papkarton - 1½ liter		Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapning , butik- ker og forbrug	Bortskaffelse		Trans- port 1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger	
LDPE granulat	Skov- brug	Karton	For- brænd., karton	For- brænd., plast			Deponi	Dansk el		Svensk el	Fuelolie				
Forbrug af energiresourcer - primær energi															
Stenkul	g	32						5	1406	38	1	1482	-1510		
Råolie	g	256						1018	61	12	234	1581	-66		
Naturgas	Nm3	0,335						0,075	0,065	0,002	0,017	0,494	-0,069		
Uranmalm	g							3E-05		0,073	6E-06	0,073			
Opdæmet vand (vandkraft)	liter	18,7							2,4	1344,2		1365,3	-2,5		
Biomasse	g									52		52	-38		
Andet (uspecificeret energi)	MJ	0,061										0,061			
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer															
Træ 85% TS	g			5173								5173			
Jern	g	0,0580						0,0687	0,0027	0,0008	0,0159	0,1460	-0,0029		
Aluminium (=4,81 kg bauxit)	g	0,018						0,079	0,009	0,0009	0,018	0,125	-0,0091		
Ler	g	0,0058										0,0058			
Ferromangan (48% Mn)	g	0,0003										0,0003			
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	g	0,044						0,138	0,005	0,002	0,032	0,220	-0,005		
Calciumoxid (CaO)	g			35,0								35,0			
Svovl (S)	g			40,2								40,2			
Ilt (O ₂)	g			42,6								42,6			
Natriumhydroxid (NaOH)	g			137,2								137,2			
Natriumchlorid (NaCl)	g	2,32										2,32			
Natriumchlorat (NaClO ₃)	g			70,2								70,2			
Svovlsyre (H ₂ SO ₄)	g			53,7								53,7			
Brintperoxid (H ₂ O ₂)	g			6,4								6,4			
Farvestoffer (uspecificerede)	g			6,7								6,7			
Vand (overfladevand)	liter							2E-05			6E-06	3E-05			
Vand (uspecificeret)	liter	6,96		160,12				0,2	9,0	0,07	0,05	176,4	-9,6		

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.19

Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer i livscykluset til 1½-liters papkartoner til 100 liter mælk.

Papkarton - 1½ liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapning , butik- ker og forbrug	Bortskaffelse			Trans- port f)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger	
	LDPE granulat	Skov- brug	Karton			For- brænd., karton	For- brænd., plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie			
Emissioner til luft															
Støv/partikler	0,9		1,3			0,016			4,60	1,99	0,066	0,077	8,88	-2,14	
Kuldioxid (CO ₂)	725		333				728,02		3310	4116	143	70	9424	-4419	
Kulmonoxid (CO)	0,3					1,7736			36,7	0,6	1,7	0,5	41,6	-0,7	
Svovloxider (SO ₂ , SO _x)	2,6		1,5			0,2			6,1	20,7	1,8	0,5	33,5	-22,3	
Nitrogenoxider (NO _x)	7,0		3,1			5,3	1,6		47,7	13,3	0,7	0,8	79,4	-14,3	
Dinitrogenoxid (N ₂ O)									0,86	0,28	0,01		1,15	-0,30	
Methan										0,085	0,028		0,113	-0,091	
Kulbrinter (HC)	6,1								2,9	31,8	0,9	0,7	42,2	-34,1	
Flygtige org. forb. (VOC)										0,0008	0,0002	0,0956	0,0967	-0,0009	
Flyg org f. methan (NMVOC)										0,094	0,040		0,134	-0,101	
Chlor (Cl)			0,0246										0,0246		
Hydrogenchlorid (HCl)	0,020					0,0197			0,005	0,0004	6E-05	0,0011	0,047	-0,0005	
Hydrogenflourid (HF)	0,0015												0,0015		
Svovlbrinte (H ₂ S)			0,064										0,064		
Øvrige organiske stoffer	0,0003												0,0003		
Metaller	0,0015								0,0010			0,0002	0,0027		
Emissioner til vand															
COD	0,435		82,029						0,0099	0,0036	0,0001	0,0023	82,5	-0,0038	
BOD	0,058		21,431						0,0493	0,0002	6E-05	0,0113	21,5	-0,0002	
Syre som H ⁺	0,0174								0,0296	0,0033	0,0003	0,0068	0,057	-0,0036	
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,0015								0,0044	0,0002	0,0096	0,001	0,0166	-0,0002	
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,0015								0,0013	4E-05	0,0055	0,0003	0,0086	-5E-05	
Øvrigt N	0,0029		1,1331						0,001	4E-05	1E-05	0,0002	1,14	-4E-05	
Total-P	0,0015												0,0015		
AOX (Adsorb. halog. org f)			0,3941										0,3941		
Chlorid (Cl ⁻)	0,0377								0,0099	0,00036	0,00023	0,0023	0,0504	-0,0004	
Opslærmede partikler (SS)	0,145								0,006	0,002	7E-05	0,001	0,155	-0,003	
Opløste stoffer (DS)	0,0928												0,0928		
Olje	0,058									0,002			0,060	-0,002	
Kulbrinter (HC)	0,029								0,0197	0,0010	0,0002	0,0045	0,0545	-0,0011	
Metaller	0,0725								0,0049	0,0004	7E-05	0,0011	0,0791	-0,0005	

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.20 Emissioner til luft og vand i livsforløbet til 1½-liters papkartoner til 100 liter mælk.

Papkarton - 1½ liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapping , butik- ker og forbrug			Bortskaffelse			Trans- port 1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger
	LDPE granulat	Skov- brug	Karton					For- brænd, karton	For- brænd, plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Fast affald																
Industrielt affald	g	1,015													1,015	
Mineralsk affald	g	7,54													7,54	
Slagge og aske	g	2,6									2,5	113,3	4,0	0,6	123,0	-121,7
Volumenaffald, plast	g									58					58	
Volumenaffald, papir/karton	g									492,7					492,7	
Volumenaffald, uspecificeret	g										2,6	819,5	21,6	0,6	844,4	-880,0
Radioaktivt affald	g												0,00984		0,00984	
Farligt affald	g												0,0107		0,0107	
Toksiske kemikalier	g	0,029													0,029	
Ikke-toksiske kemikalier	g	0,232													0,232	
Uspecificeret fast affald	g														77,3	

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 5.21

Affaldsmængder fra livsforløbet af 1½-liters papkartoner til 100 liter mælk.

6. Plastdunk til mælk - opgørelse

Datagrundlag

I dette kapitel præsenteres de data, der er anvendt til opgørelsen af plastdunke til mælk.

Resultater

Resultaterne for den samlede opgørelse vises i afsnit 6.10.

Beregninger

Beregningerne for den samlede opgørelse findes i bilag C.

6.1 System for plastdunke til mælk - fra vugge til grav

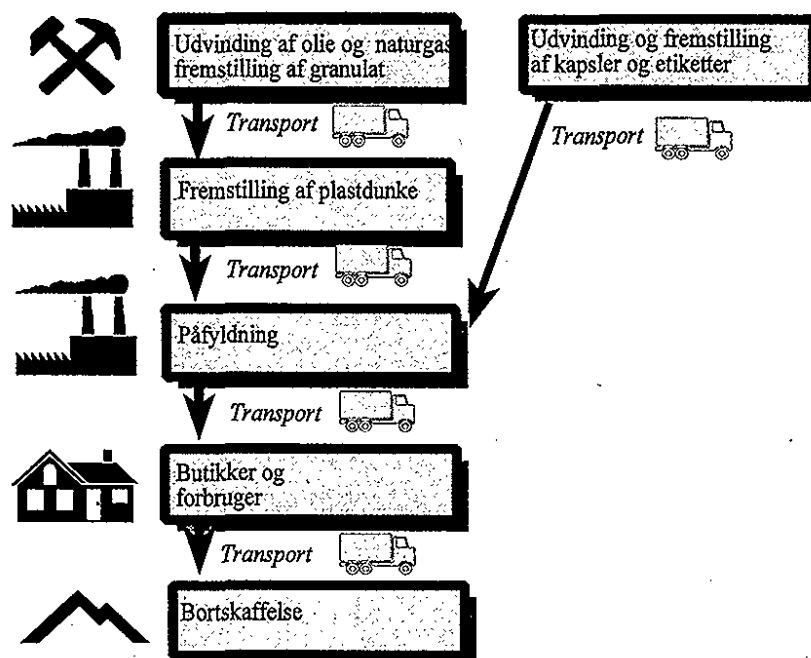
Emballager

Plastdunkene findes primært som 2 liters dunke på det danske marked.

En 2 liters plast-dunk består af 40 gram HDPE, hertil kommer 3,5 gram HDPE til kapsel og 2,41 gram bleget papir til etiket. Dunken vejer derfor 45,91 gram i alt (ROSTI ved Plastindustrien i Danmark, 1995 og Kløver Mælk, 1995).

Livsforløb

Livsforløbet for en plastdunk til mælk kan groft inddeles i faser i figur 6.1. Hver af disse faser kan bestå af mange processer - disse processer vil ikke blive beskrevet nærmere her.



Figur 6.1. Livsforløbet for en plastdunk til mælk

En plastdunk til mælk begynder sit livsforløb ved udvinding af råolie og naturgas. Råstofferne bearbejdes ved raffinering og cracking inden polyethylenen polymeriseres til HDPE-granulat. Granulatet blæsestøbes til plastdunke, hvorefter de påfyldes og distribueres over mellemlagre til butikkerne, hvorfra forbrugeren køber mælken. Efter endt brug bortskaffes plastdunkene i dag-renovationen, der forbrændes og deponeres.

Der er transport mellem alle faserne i plastdunkens livsforløb - herunder også distribution fra mejeriet til forbrugeren. Dette behandles samlet til sidst.

Massebalance

Forbrugene af materialer til plastdunkene omregnes til den funktionelle enhed: 100 liter mælk. Det svarer til 50 stk. 2-liters dunke.

Til 50 stk. 2 liters dunke er materialeforbruget 2,175 kg HDPE og 120,5 gram papir til 100 liter mælk.

6.2 Fremstilling af råmaterialer og materialefremstilling - HDPE

Det første trin i plastdunkens livsforløb omfatter udvinding af råolie og naturgas, raffinering og cracking af olien, fremstilling af ethylen og polymerisering indtil det færdige polyethylen-granulat.

Til udvinding af råvarer og fremstilling af HDPE-granulat anvendes data fra APME (1993a og 1993b), se tabel 6.1.

De anvendte data inkluderer transport mellem alle disse produktions-trin indtil det færdige granulat. Energiforbruget er opgivet som primær energi i referencen, og dette omregnes til forbrug af energiresourcer i afsnit 6.8.

Fremstillingen af granulat går både til selve dunken og til skruelåget, der også består af HDPE.

		1 kg HDPE (APME, 1993a og 1993b)
Forbrug af energiressourcer - opgivet som primær energi.		
Kul	2,19 MJ =	0,074 kg
Olie	36,09 MJ =	0,85 kg
Gas	41,01 MJ =	1,04 Nm ³
Opdæmmet vand (vandkraft)	0,39 MJ =	46,7 liter
Uranmalm (kernekræft)	1,29 MJ =	0,0032 gram
Andet	0,01 MJ	
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer		
Jernmalm		0,3 g
Kalk (Calciumcarbonat)		0,2 g
Bauxit		0,2 g
Natriumchlorid (salt)		4 g
Ler		0,02 g
Ferromangan (48% Mn)		< 0,001 g
Vand		9,5 liter
Emissioner til luft		
Støv		2 g
Kulmonoxid (CO)		0,6 g
Kuldioxid (CO ₂)		1.880 g
Svovloxider (SO _x)		6 g
Nitrogenoxider (NO _x)		20 g
Hydrogenchlorid (HCl)		0,05 g
Hydrogenfluorid (HF)		0,001 g
Kulbrinter (HC)		21 g
Øvrige organiske stoffer		0,005 g
Metaller		0,001 g
Hydrogen (H ₂)		0,001 g
Emissioner til vand		
Kemisk iltforbrug (COD)		0,2 g
Biologisk iltforbrug (BOD)		0,1 g
Syre som H ⁺		0,1 g
Nitrat (NO ₃ ⁻)		0,01 g
Ammonium (NH ₄ ⁺)		0,01 g
Øvrigt nitrogen (N)		0,005 g
Fosfat (P)		0,001 g
Chlorid (Cl ⁻)		0,8 g
Opslæmmede stoffer (SS)		0,2 g
Opløste stoffer (DS)		0,52 g
Olie		0,03 g
Kulbrinter (HC)		0,15 g
Metaller		0,3 g
Fast affald		
Industrielt affald		3 g
Mineralsk affald		18 g
Slagge og aske		5 g
Toksiske kemikalier		0,04 g
Ikke-toksiske kemikalier		6 g

Note: Data for kuldioxid og nitrogenoxider er revideret i forhold til de oprindelige referencer fra 1993 med forfatterens accept (jf. fax fra Ian Boustead, 5. Sept. 1994)

Tabel 6.1. Ressourceforbrug, emissioner og affald fra fremstilling af HDPE inkl. udvinding af råstoffer. Data fra APME (1993).

6.3 Fremstilling af plastdunke og skruelåg

De plastdunke til mælk, som i dag er på det danske marked, fremstilles på ROSTI i Ballerup. Plastdunkene fremstilles ved blæsestøbning.

Under produktionen opstår spild af HDPE. Det antages, at spildet opsamles og genvindes til fremstilling af andre plastprodukter. Som omtalt i afsnit 4.3 tilgodeskrives spildet, og forbruget af HDPE-granulat sættes derfor ikke højere.

Granath et al. (1994) anvender data fra BUWAL (1991) angiver et energiforbrug på 5-15 MJ/kg til formblæsning af plast (el omregnet til primær energi med en effektivitetsfaktor på 35%). Middelværdien, 10 MJ/kg, svarer til et direkte energiforbrug på 3,5 MJ/kg HDPE eller 0,97 kWh per kg HDPE, hvilket anvendes i beregningerne, se tabel 6.2.

Det antages, at energiforbruget til fremstilling af skruelåg ligeledes er 3,5 MJ/kg HDPE.

	1 kg HDPE (BUWAL, 1990)
El	3,5 MJ

Tabel 6.2 Energiforbrug til fremstilling af plastdunke

Det har ikke været muligt at finde data om emissioner i forbindelse med opvarmning af plasten, som nævnt i kapitel 4.

6.4 Fremstilling af etiketter

Til fremstilling af papir til etiketter, trykning og udskæring af etiketter anvendes data fra fremstilling af karton til papkartonerne, se tabel 5.2. Antagelsen vurderes under diskussionen af resultaterne.

Der antages, at spild fra udskæringen genvindes.

6.5 Tapning, detailhandel og forbrug

På mejerierne fyldes plastdunkene med mælk, lukkes og påklistres etiketter. Herefter distribueres mælken til butikkerne, hvor mælken opbevares nedkølet indtil forbrugeren køber mælken, transporterer

den hjem og opbevarer den nedkølet indtil brug. Transport og distribution behandles samlet under transport i afsnit 6.8.

Tapning

Schouw Packing A/S (1995) opgiver energiforbruget til tapning af mælk, der for plastdunkene endvidere inkluderer lukning af dunkene og etikettering. Ligesom for papkartonerne omfatter energiforbruget både mælk og emballager.

Ved tapning af plastdunke anvendes typisk en tappemaskine med en kapacitet på 4.000 dunke per time (dvs 8.000 liter) med et energiforbrug på 15 kW. Til tapning af 100 liter mælk i papkartoner giver det da:

$$15 \text{ kW} * 1 \text{ time} * 3,6 \frac{\text{MJ}}{\text{kWh}} * \frac{100 \text{ liter mælk}}{8.000 \text{ liter mælk}} = 0,675 \text{ MJ}$$

Som omtalt i afsnit 4.3.2 under systemgrænserne har det ikke været muligt at opgøre udledninger til luft og vand samt affald fra påfyldning. Det antages, at plastdunke og papkartoner i disse faser giver anledning udledninger og affaldsmængder af samme størrelsesorden.

Nedkøling af emballager

Under påfyldningen nedkøles emballagerne af den kolde mælk. Det energiforbrug, der går til dette, udregnes: Polyethylen har en varmekapacitet på 2,3 kJ/kg°C og karton 1,5 kJ/kg°C, der antages også at gælde papir til etiketterne. Det antages, at der nedkøles 15°C (fra ca. 20°C til ca. 5°C).

2-liters plastdunke:

0,0023 MJ/kg°C * 2,175 kg polyethylen * 15°C	0,07504 MJ
0,0015 MJ/kg°C * 0,1205 kg papir * 15°C	0,0027 MJ
Total	0,0778 MJ

Opbevaring i butikker

I butikkerne opbevares mælken indtil salg. Som omtalt i afsnit 4.3.2 gælder udregningerne *både* mælk og emballager. Beregningerne foretages ligesom for papkartoner i afsnit 5.8.

En rullecontainer kan indeholde 120 liter mælk i 2-liters plastdunke (60 dunke). Som for papkartoner antages, at opbevaringsvolumet af rullecontainer samt luft i og omkring denne i butikken er 200 liter. Herved fås:

$$8,29 \text{ Wh} * 1 \text{ dag} * 0,0036 \frac{\text{MJ}}{\text{Wh}} * 200 \text{ liter} * \frac{100 \text{ liter mælk}}{120 \text{ liter mælk}} = 4,974 \text{ MJ}$$

Opbevaring i hjemmet

Energiforbruget til opbevaring i forbrugerens køleskab beregnes som for papkartoner:

$$4,73 \text{ Wh} * 100 \text{ liter} * 4 \text{ dage} * 0,0036 \frac{\text{MJ}}{\text{Wh}} = 6,81 \text{ MJ}$$

Det samlede energiforbrug til påfyldning og opbevaring fremgår af tabel 6.3.

100 liter mælk i 1½-liters mælkekartoner:	
Forbrug af energiresourcer - direkte energiforbrug	
Påfyldning (dansk el)	0,675 MJ
Nedkøling af emballager	0,078 MJ
Opbevaring i butik (dansk el)	4,974 MJ
Opbevaring i hjem (dansk el)	6,81 MJ
Total (dansk el)	12,54 MJ

Tabel 6.3.

Energiforbrug til påfyldning og opbevaring af mælk i plastdunke.

6.6 Bortskaffelse

Forbrugeren bortskaffer plastdunken i dagrenovationen, som transporteres til forbrændingsanlæg og deponi, hvor plastdunken ender sit liv.

Som nævnt i afsnit 5.7 forbrændes 80% af husholdningsaffaldet og 20% deponeres, hvor det dog forventes, at alt husholdningsaffald forbrændes per 1.1.1997. Dette vil blive omtalt i diskussionen. Emballageaffaldet er vist i tabel 6.4.

100 liter mælk i 2-liters plastdunke:	
Affaldsforbrænding (80%)	
HDPE:	1,74 kg
Papir:	0,0964 kg
Deponi (20%)	
HDPE:	0,435 kg
Papir:	0,0241 kg

Tabel 6.4. *Emballageaffald fra plastdunke.*

Emissioner fra forbrænding af plastdunke beregnes ud fra de samme forudsætninger som for bortskaffelsen af mælkekartoner, og der henvises derfor til afsnit 5.7.

HDPE har samme brændværdi som LDPE: 44,7 MJ/kg. For papiret fra etiketterne anvendes samme brændværdi som for kartonmaterialet til mælkekartoner: 16,7 MJ/kg. Der regnes med de samme emissioner for HDPE som for LDPE.

6.7 Transport

6.7.1 Metode til beregning af energiforbrug ved transport

Metode

Metoden for hvordan transport opgøres er beskrevet i afsnit 5.8.1

6.7.2 Transport i plastdunkens livsforløb

Transport af råvarer

Transporter i forbindelse med udvinding af råvarer og fremstilling af plastgranulatet er indregnet i APMES data, og vil derfor ikke blive opgjort her.

Transport af granulat

Transport af granulat til ROSTI antages at foregå med lastbil fra Amsterdam (Granath og Strömdahl, 1994). Afstanden er ca. 900 km.

Transport af dunke

Når ROSTI har fremstillet dunke, transporteres disse til mejerierne. Mejerierne er fordelt over hele Danmark. Det antages, at der i gennemsnit er 100 km fra ROSTI til mejerierne.

Transport af papir til etiketter

Det antages, at papir til etiketter transporteres samme afstand som karton til papkartoner, nemlig 900 km.

Transport af nye, tomme plastdunke

De færdige plastdunke transporteres fra ROSTI til mejerierne. Mejerierne er fordelt over hele Danmark. Det antages, at der er samme afstand som for papkartoner: 100 km. Energiforbruget udregnes:

En lastbil kan transportere 30 paller som for papkartonerne. Der kan pakkes 576 stk. 2-liters plastdunke på en europalle (MD Foods, 1995). Dette giver i alt 17.280 plastdunke. Pallerne vejer 30 kg og egenvægten af lastbilen er 15 ton (Karton og Miljø, 1995). 2-liters plastdunke, som tidligere nævnt, 45,91 g per stk. Totalvægten af lastbil og gods er da:

$$17.280 \cdot 0,00004591 \text{ ton} + 30 \cdot 0,030 \text{ ton} + 15 \text{ ton} = 16,69 \text{ ton}$$

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) \cdot 100 \text{ km} \cdot 16,69 \text{ ton} = 1.669 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 50 stk 2-liters plastdunke:

$$1.669 \text{ MJ} \cdot \frac{50 \text{ plastdunke}}{17.280 \text{ plastdunke}} = 4,83 \text{ MJ}$$

Det antages som for papkartoner, at returløb udnyttes til anden transport, og derfor medtages returløb ikke.

Distribution af mælk

Fra mejerierne transporteres mælken til butikkerne. Plastdunkene transporteres samme afstand som papkartonerne. Beregningerne af transportafstande under distributionen fremgår af bilag B, der er baseret på oplysninger fra MD Foods i bilag A.

Transport fra mejerier til terminaler og centrallagre

Mælk transporteres i gennemsnit 26,6 km fra mejerierne til terminaler og centrallagre, heri inkluderet de centrallagre, der ligger i tilknytning til mejerierne (se bilag B).

Den gennemsnitlige last for disse transporter vurderes at være ca. 46 rullepaller, hvilket svarer til ca 90% fyldning. 1 rullepalle indeholder 288 liter mælk for 2-liters plastdunke, og det svarer derfor til 13.248 liter mælk (MD Foods, 1995). En rullepalle vejer 35 kg (Norske Meierier, 1994). Det antages, at lastbilens egenvægt er 18 ton, og totalvægten af lastbil og gods er da:

Mælk:	13,25 ton
Emballager: $6.624 \cdot 0,00004591$ ton	0,30 ton
Paller: 46 paller $\cdot 0,035$ ton	1,61 ton
Lastbilens egenvægt:	18 ton
Total	32,89 ton

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) \cdot 26,6 \text{ km} \cdot 32,89 \text{ ton} = 874,9 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 100 liter mælk i 2-liters plastdunke:

$$874,9 \text{ MJ} \cdot \frac{100 \text{ liter}}{13.248 \text{ liter}} = 6,60 \text{ MJ}$$

Dette energiforbrug er både for transport af emballager og mælk.

Det vurderes, at returkørsel udnyttes i høj grad til anden transport, og derfor medtages returkørsel ikke.

Distribution af mælk

Beregningerne af energiforbruget til distribution af mælk i plastdunke udføres parallelt med beregningerne for papkartoner, se disse i afsnit 5.8. Den gennemsnitlige transportafstand vurderes at være 200 km, og med en fyldningsgrad på 85% vil der kunne transporteres ca. 30 rullepaller med hver 288 liter mælk i 2-liters plastdunke, i alt 8.640 dunke. Mælken transporteres i gennemsnit kun på halvdelen af vejen, da distributionsbilen starter med fuldt læs og ender med tomt læs, men har tomme paller med på tilbagevejen. Det antages, at lastbilens egenvægt er 10 ton, og totalvægten af lastbil og gods er da:

Mælk: 30 paller med 288 liter $\cdot 0,5$	4,32 ton
Emballager : $8.640 \cdot 0,00004591$ ton $\cdot 0,5$	0,20 ton
Paller: 30 paller $\cdot 0,035$ ton	1,05 ton
Lastbilens egenvægt:	10 ton

Total

15,57 ton

Lastbilen bruger da i alt:

$$1,0 \text{ MJ}/(\text{km ton totalvægt}) * 200 \text{ km} * 15,57 \text{ ton} = 3.114 \text{ MJ}$$

Heraf udgør energi til transport af 100 liter mælk i 2-liters plastdunke:

$$3.114 \text{ MJ} * \frac{100 \text{ liter}}{8.640 \text{ liter}} = 36,0 \text{ MJ}$$

Det antages, at energiforbruget for FDB's og Irmas distributioner svarer til MD Foods distribution.

Transport af mælk til forbruger i personbil

Transport af mælk og emballager fra butik til forbruger antages som for papkartoner at være ca. 20 MJ til indkøb af 100 liter mælk, se afsnit 4.8.2.

Som omtalt i afsnit 4.8.2 og kapitel 4 vurderes det, at bilen bruger ikke mere eller mindre energi, om forbrugeren køber mælk i papkartoner eller plastdunke, da mælken ikke pakkes, som under distributionen. Der er derfor ikke "samspil" mellem emballager og produkt, og det er derfor muligt at udregne emballagens andel af energiforbruget (se kapitel 4).

Hvis emballagens andel af transporten udregnes ud fra vægtforholdet mellem mælk og emballager findes at energiforbruget til biltransport er:

$$20 \text{ MJ} * \frac{2,3 \text{ kg emballage}}{2,3 \text{ kg emballage} + 100 \text{ kg mælk}} = 0,45 \text{ MJ}$$

Transport til bortskaffelse

Den gennemsnitlige transport for dagrenovation er anslået til 50 km.

Tabel 6.4 viser den samlede transport for 2-liters plastdunke. Vær opmærksom på, at transport fra mejerier til butikker inkluderer *mælk samt emballager*, hvorimod alle øvrige transporter kun medtager emballagen. Transport fra mejerier til butikker giver derfor et stort bidrag til det samlede energiforbrug.

Transport	Transportafstand km	Transporteret vægt kg	Specifikt energiforbrug MJ/km ton gods	Samlet energi- forbrug MJ
Transport under udvinding af råvarer og fremstilling af granulat	Er inkluderet i procesdata for fremstilling af plast			
Granulat fra Amsterdam til ROSTI	900 km	2,175 kg	1,1	2,15 MJ
Tømmer fra skov til papirfabrik	150 km	0,253 kg	1,1	0,04 MJ
Papir fra papirfabrik til mejerier (etiketter)	900 km	0,1205 kg	1,1	0,12 MJ
Plastdunke fra ROSTI til mejerier	100 km	Se beregninger i tekst		4,83 MJ
Mælk og emballager fra mejerier til terminaler	26,6 km	Se beregninger i tekst		6,60 MJ
Mælk og emballager fra terminaler til butikker	200 km	Se beregninger i tekst		36,0 MJ
Transport fra butik til forbruger (personbil)	2 km	Se beregninger i tekst		0,45 MJ
Transport under bortskaffelse	50 km	2,30 kg	1,1	0,13 MJ
Totalt energiforbrug				50,3 MJ

Tabel 6.5. Transportenergi for 2-liters plastdunke til 100 liter mælk.

6.7.3 Emissioner fra transport

Datagrundlaget til beregning af emissioner fra transport er vist i afsnit 5.8.3.

6.8 Energifremstilling til hele systemet

Der anvendes de samme energityper til plastdunke som til papkartoner, og der anvendes de samme data som for papkartoner, se afsnit 5.9.

6.9 Samlet opgørelse

Resultaterne for plastdunkene er ligesom for plastkartonerne inddelt i livscyklustrin, se afsnit 5.10.

Resultaterne af opgørelsen inddrages i kapitel 7 i diskussionen.

Tabel 6.6 viser det direkte energiforbrug for 2-liters plastdunke. Det direkte energiforbrug anvendes kun som mellemregning for at finde de endelige forbrug af ressourcer, emissioner og affaldsmængder, og er således ikke et resultat i sig selv.

Plastdunk - 2 liter		Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager	Tapning butikker og forbrug	Bortskaffelse			Transport 1)	Total
		LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd., karton	Forbrænd., plast	Deponi		
Forbrug af energiresourcer - direkte forbrug (til omregning til ressourceforbrug og emisjoner til energifremstilling)											
El (Sverige)	MJ	Opgøres		0,86							0,86
El (Danmark)	MJ	ikke som direkte energi-forbrug		0,25	7,61	12,54					20,2
Olie	MJ										0,25
Diesel	MJ		0,05							50,3	50,3
Varme fra træ	MJ			2,0							2,0
Energiindhold	MJ			1,9							1,9
Affaldsforbrænd	MJ						-1,6	-77,8			-79,4

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 6.6

Direkte energiforbrug i livsforløbet til 2-liters plastdunke til 100 liter mælk.

Plastdunk - 2 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapning , butik- ker og forbrug	Bortskaffelse			Trans- port 1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger	
	LDPE granulat	Skov- brug	Karton			For- brænd., karton	For- brænd., plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie			
Forbrug af energiresourcer - primær energi															
Stenkul	g	161							6	1758	2	0	1927	-2770	
Råolie	g	1847							1209	77	1	6	3139	-121	
Naturgas	Nm3	2,271							0,089	0,081	0,00009	0,00045	2,441	-0,127	
Uranmalm	g								3E-05		0,004	2E-07	0,004		
Opdæmnet vand (vandkraft)	liter	101,5								3,0	65,8		170,2	-4,7	
Biomasse	g										3		3	-69	
Andet (uspecificeret energi)	MJ	0,022											0,022		
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer															
Træ 85% TS	g		253,05										253,05		
Jern	g	0,6525							0,0816	0,0034	0,00004	0,00041	0,7379	-0,0053	
Aluminium (=4,81 kg bauxit)	g	0,090							0,094	0,011	4E-05	0,000	0,195	-0,0168	
Ler	g	0,0435											0,0435		
Ferromangan (48% Mn)	g	0,0022											0,0022		
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	g	0,435							0,164	0,006	0,0001	0,0008	0,606	-0,010	
Calciumoxid (CaO)	g												1,7		
Svovl (S)	g												2,0		
Ilt (O ₂)	g												2,1		
Natriumhydroxid (NaOH)	g												6,7		
Natriumchlorid (NaCl)	g	8,7											8,7		
Natriumchlorat (NaClO ₃)	g												3,4		
Svovlsyre (H ₂ SO ₄)	g												2,6		
Brintperoxid (H ₂ O ₂)	g												0,3		
Farvestoffer (uspecificerede)	g												ingen dat		
Vand (overfladevand)	liter								3E-05			1E-07	3E-05		
Vand (uspecificeret)	liter	20,663							0,2	11,2	0,0034	0,0012	39,9	-17,6	

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 6.7

Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer i livsforløbet til 2-liters plastdunke til 100 liter mælk.

Plastdunk -21 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af em- ballager - pap- kartoner	Tapning , butik- ker og forbrug	Bortskaffelse		Trans- port I)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø- påvirk- ninger
	LDPE granulat	Skov- brug	Karton			For- brænd., karton	For- brænd., plast		Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Emissioner til luft													
Støv/partikler	g	4,4	0,1	0,001	5,47	2,49	0,003	0,002	12,37	-3,92			
Kuldioxid (CO ₂)	g	4,089	16	0,0868	3931	5144	7	2	18650	-8106			
Kulmonoxid (CO)	g	1,3			43,6	0,8	0,1	0,013	45,8	-1,2			
Svovloxider (SO ₂ , SO _x)	g	13,1	0,1	0,01	7,3	25,9	0,1	0,013	46,4	-40,8			
Nitrogenoxider (NO _x)	g	43,5	0,1	0,3	56,7	16,7	0,0	0,020	129,3	-26,3			
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	g				1,02	0,35	0,001		1,37	-0,55			
Methan	g					0,106	0,001		0,108	-0,168			
Kulbrinter (HC)	g	45,7			3,4	39,7	0,042	0,017	88,8	-62,5			
Flygtige org. forb. (VOC)	g					0,0010	0,0000	0,0025	0,0035	-0,0016			
Flyg org f. methan (NMVOC)	g					0,118	0,002		0,120	-0,185			
Chlor (Cl)	g		0,00121	0,001					0,0012				
Hydrogenchlorid (HCl)	g	0,109			0,006	0,0006	2,80E-6	2,95E-5	0,116	-0,0009			
Hydrogenflourid (HF)	g	0,0022							0,0022				
Svovlbrinte (H ₂ S)	g		0,00313						0,0031				
Øvrige organiske stoffer	g	0,0109							0,0109				
Metaller	g	0,0022			0,0012				6E-06	0,0034			
Emissioner til vand													
COD	g	0,435	4,01265		0,0117	0,0045	5,61E-6	5,89E-5	4,5	-0,0071			
BOD	g	0,2175	1,04835		0,0586	0,0002	2,80E-6	0,0003	1,3	-0,0004			
Syre som H ⁺	g	0,2175			0,0352	0,0041	1,68E-5	0,0002	0,257	-0,0065			
Nitrat (NO ₃ ⁻)	g	0,0218			0,0052	0,0002	0,0005	2,61E-5	0,0276	-0,0003			
Ammonium (NH ₄ ⁺)	g	0,0218			0,0015	5,41E-5	0,0003	7,71E-6	0,0236	-9E-05			
Øvrigt N	g	0,0109	0,05543		0,0012	4,48E-5	5,70E-7	5,89E-6	0,07	-7E-05			
Total-P	g	0,0022							0,0022				
AOX (Adsorb. halog. org f)	g		0,01928						0,0193				
Chlorid (Cl ⁻)	g	1,74			0,0117	0,00045	0,00001	0,0001	1,75	-0,0007			
Opslæmmede partikler (SS)	g	0,435			0,007	0,003	3,37E-6	0,000	0,445	-0,005			
Opløste stoffer (DS)	g	1,131							1,131				
Olie	g	0,0653				0,002			0,068	-0,004			
Kulbrinter (HC)	g	0,326			0,0234	0,0012	1,12E-5	0,0001	0,3511	-0,0019			
Metaller	g	0,6525			0,0059	0,0006	3,66E-6	0,0000	0,6590	-0,0009			

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 6.8 Emissioner til luft og vand i livsforløbet til 2-liters plastdunk til 100 liter mælk.

Plastdunk - 21 liter	Fremstilling af råmaterialer			Fremst. af emballager - pap-karton	Tapning, butikker og forbrug	Bortskaffelse			Transport 1)	Energifremstilling			Total	Sparede miljø-påvirkninger
	LDPE granulat	Skovbrug	Karton			Forbrænd, karton	Forbrænd, plast	Deponi		Dansk el	Svensk el	Fuelolie		
Fast affald														
Industrielt affald	g	6,525											6,525	
Mineralsk affald	g	39,15											39,15	
Slæge og aske	g	10,9							2,9	141,6	0,2	0,015	155,6	-223,2
Volumenaffald, plast	g							435					435	
Volumenaffald, papir/karton	g							24,1					24,1	
Volumenaffald, uspecifiseret	g								3,1	1024,4	1,1	0,016	1028,6	-1614,2
Radioaktivt affald	g										0,00048		0,00048	
Farligt affald	g										0,0005		0,0005	
Tokske kemikalier	g	0,087											0,087	
Ikke-tokske kemikalier	g	13,05											13,05	
Uspecifiseret fast affald	g													3,8
														3,8

Note 1): Transport inkl. diesel til skovbrug

Tabel 6.9

Affaldsmængder fra livsforløbet af 2-liters plastdunke til 100 liter mælk.

7. Miljøeffekter og vurdering af emballagesystemerne

I dette afsnit sammenholdes papkartonernes og plastdunkenes bidrag til ressourceforbrug, miljøeffekter og affald. Resultaterne for papkartonerne ligger meget tæt op ad hinanden og vil derfor blive behandlet samlet under papkartoner. Kun hvor der er væsentlige forskelle, vil disse blive fremhævet.

En samlet konklusion findes i afsnit 2.2 og vil ikke blive gentaget her.

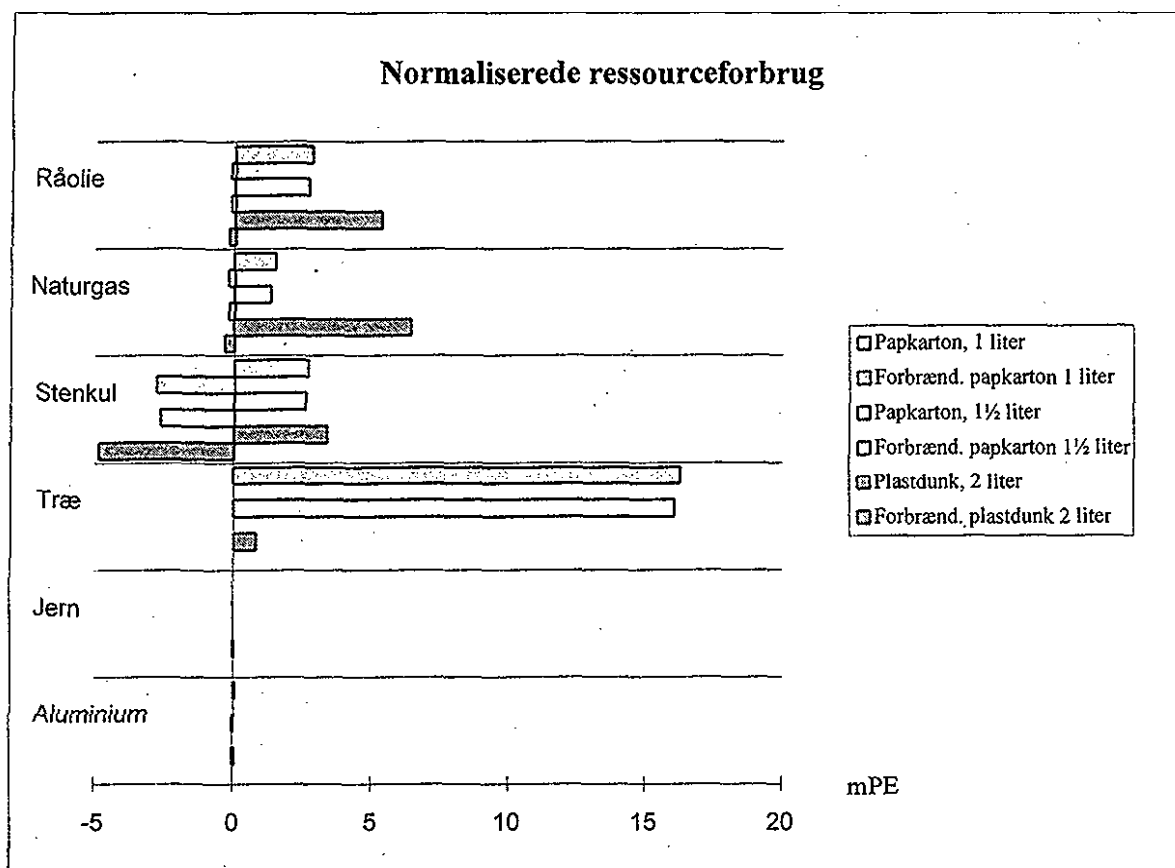
7.1 Ressourcer

7.1.1 Resultat

Ressourceforbrugene vises normaliseret i figur 7.1 og vægtet i figur 7.2. De ressourcer, som kan "spares" ved at forbrænde de brugte emballager og udnytte energien, er vist som negative bidrag i figurene.

De normaliserede ressourceforbrug er beregnet ved at holde ressourceforbrugene fra et års forbrug af mælkeemballager op mod en verdensborgers gennemsnitlige ressourceforbrug.

*Normaliserede
ressourceforbrug*



Figur 7.1

Normaliserede ressourceforbrug fra et års forbrug af mælkeemballager (svarende til 100 liter mælk).

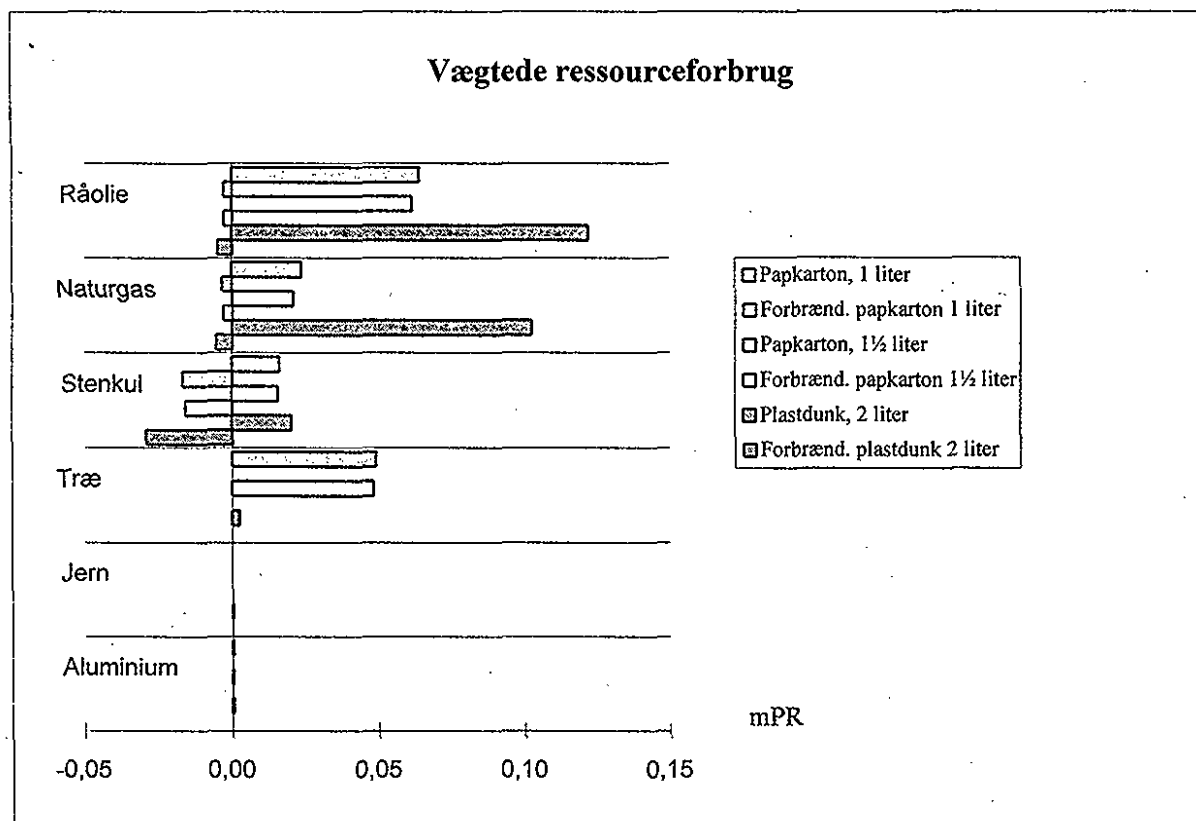
Figur 7.1 viser, at brug af mælkeemballager er årsag til 0,1-0,6% af en verdensborgers gennemsnitlige forbrug af olie, naturgas og stenkul.

Papkartonerne er årsag til ca. 1,6% af det årlige forbrug af træ.

Forbruget af jern og aluminium skyldes hjælpestoffer til energiproduktionen, og dette indirekte forbrug svarer kun til 0,0001-0,004% af verdensborgerens forbrug af jern og aluminium.

Vægtede ressourceforbrug

Når disse ressourceforbrug holdes op mod de kendte reserver af ressourcer findes de vægtede ressourceforbrug, som er vist i figur 7.2.



Figur 7.2

Vægtede ressourceforbrug fra et års forbrug af mælkeemballager (svarende til 100 liter mælk).

Råolie og naturgas

Vægtningen viser, at det væsentligste ressourceforbrug for alle emballagerne er råolie, og for plastdunkene endvidere naturgas. Plastdunkene forbruger stort set dobbelt så meget råolie som papkartonerne, og 4-5 gange så meget naturgas.

Stenkul

Forbruget af stenkul ligger på samme niveau for alle emballagerne, men forbrænding af platen giver et lidt større potentiale for at spare stenkul til dansk elfremstilling end papkartonerne. Forbrænding af plastdunkene kan medføre en besparelse, der er større end de mængder stenkul, der samlet er forbrugt i plastdunkens livsforløb, således at plastdunkenes samlede nettoforbrug er "negativt".

Træ

Papkartonerne bruger, ikke overraskende, mest træ, der er en fornyelig ressource i modsætning til de ovennævnte fossile brændstoffer. Forbruget af træ tillægges derfor ikke så stor betydning i vurderingen af ressourceforbrug.

Jern og aluminium

Alle emballagernes forbrug af jern og aluminium som hjælpematerialer i energiproduktionen må betragtes som ubetydelige.

1-liters og 1 1/2-liters

papkartoner

Alle ressourceforbrug er en anelse højere for 1-liters papkartoner end for 1½-liters papkartoner, men forskellen er ikke markant.

7.1.2 Diskussion

Olie og naturgas

Olie og naturgas bruges som brændsler til energi og indgår som materialer i plastdunkene samt i plastlamineringen til papkartoner. For plastdunkene bliver 52 % af den forbrugte naturgas og 40% af den forbrugte råolie anvendt som konstruktionsmateriale i plastdunken. For papkartonerne indgår 37% af naturgasforbruget og 12% af råolieforbruget som konstruktionsmaterialer i plast-lamineringen.

Beregninger: I følge Boustead (1992) indgår 25,01 MJ olie og 22,72 MJ naturgas som konstruktionsmaterialer i HDPE-plast. Olie har en brændværdi på 42,5 MJ/kg og naturgas en brændværdi på 39,285 MJ/Nm³ (UMIP, 1995). Dette svarer til 1,3 kg olie og 1,26 Nm³ naturgas for de 2,175 kg HDPE, 50 stk. plastdunke består af. For LDPE-plast er de tilsvarende tal hhv. 24,17 MJ olie og 23,56 MJ naturgas. Dette svarer 0,2 kg olie og 0,21 Nm³ naturgas for de 0,35 kg LDPE, der går til laminat til 100 stk. 1-liters papkartoner.

Olie og naturgas, der bruges til brændsler, forsvinder for al eftertid, mens det, der indgår som konstruktionsmaterialer enten kan genvindes til andre plastprodukter eller kan anvendes som brændsel under affaldsforbrænding. Det plast, der ender på deponi, kan teoretisk set graves frem igen i fremtiden, hvis det skulle blive økonomisk rentabelt, og dette er dermed ikke "forsvundet", men kan betragtes som et "lager".

Da plasten forbrændes i Danmark, erstatter den dansk energi-produktion, der i høj grad er baseret på stenkul.

Stenkul

Langt den overvejende del af forbruget af stenkul skyldes forbrug af dansk elektricitet. Forbruget af dansk elektricitet skyldes i høj grad livscyklusfasen "tapning, butikker og forbrug", hvor energiforbruget skyldes både emballager og mælk. Da det ikke er muligt at udskille emballagernes andel i forhold til mælkenes andel i disse faser (se kapitel 4), vil emballagernes forbrug reelt være lavere end her angivet. For sammenligningen mellem plastdunke og papkartoner er inddragelsen af mælk uden betydning, da der inddrages 100 liter mælk for alle emballager, men man skal være opmærksom på, at værdien er for høj, hvis man ønsker at betragte et af emballagesystemerne isoleret.

Transport

Transporten betyder meget for forbruget af især råolie. For plastdunkene går ca. 39% af råolieforbruget til transport, mens det for papkartonerne er 62-64%. Opgørelsen viser, at det største energiforbrug ligger i selve distributionen, hvor både emballager og mælk transporteres - og at emballagerne maksimalt udgør 3% af vægten (se tabel 5.10, 5.11 og 6.5). Som omtalt i kapitel 4 er det ikke så enkelt at trække emballagernes "andel" af distributionen ud, da emballagerne har indflydelse på, hvor tæt mælken kan pakkes. Der skal derfor her blot gøres opmærksom på, at forbruget af olie og naturgas er væsentligt højere end emballagernes forbrug alene.

*Sparede ressourcer ved
forbrænding*

Som nævnt i afsnit 5.7, forventes stoppet for deponering af brændbart affald per 1.1.1997 at resultere i, at der ikke længere deponeres brændbart affald. Det vil betyde, at de ovenfor anførte ressourcebesparelser kan øges - hvor der i beregningerne er taget udgangspunkt i 80% forbrænding, vil dette kunne øges til 100%. Det har størst betydning for besparelserne af stenkul.

Etiketter til plastdunke

I løbet af den tid, projektet har kørt, er papiretiketter til plastdunke delvist blevet erstattet af plastetiketter af polyethylen. Det vurderes, at denne ændring ikke har afgørende betydning for projektets resultater, og dermed heller ikke for ressourceforbrugene.

*Nye data for fremstilling af
papkartoner*

Karton og Miljø (E. Bruhn, 1996) har fremskaffet nye, opdaterede data for energiforbrugene ved laminering og konvertering inklusiv trykning af papkartoner. De korregerede tal er som følger:

Laminering:	El-energi	0,5 MJ/kg
	Varme (gas)	0,2 MJ/kg
Konvertering og trykning:	El-energi	0,2-0,5 MJ/kg
	Varme (gas)	0,2-0,4 MJ/kg
I alt:		1,3-1,6 MJ/kg

Det har desværre ikke været muligt at indarbejde disse data inden for rammerne af projektet. For at se konsekvenserne af ændringerne, har de nye værdier været sat ind i beregningerne i regnearkene, der ligger til grund for miljøvurderingen. De korregerede data har ikke betydning for konklusionerne.

*Energiforbrug til fremstilling
af plastdunke og skruelåg*

E. Bruhn fra Karton og Miljø har endvidere i kommentarene til projektet gjort opmærksom på, at oplysninger fra Uniloy Ltd. (plastmaskineleverandør) indikerer et energiforbrug på 5,9-6,0 MJ/kg HDPE før evt. genudnyttelse af varmeenergien. I rapporten er der anvendt en værdi på 3,5 MJ/kg.

Som ovenfor har det ikke været muligt at indarbejde dette i projektet. Beregninger er gennemført med den nye værdi, og det har vist sig, at det ikke har nogen betydning for konklusionerne.

Udeladte hjælpestoffer

Som det ses af tabel 4.1 i kapitel 4, udgør hjælpestofferne mængdemæssigt ikke en væsentlig del i forhold til de råstoffer, der er opgjort. Det vurderes på denne baggrund, at udeladelsen ikke har væsentlig betydning for ressourceforbrugene. Dog tages der forbehold for, at der kan være sjældne ressourcer blandt, som med vægningen på basis af de kendte reserver kan få stor betydning trods en lille mængde.

Transportemballage

Når mælk distribueres, transporteres der ud over papkartoner og plastdunke også containere, bure og paller. Som nævnt i kapitel 4

hører disse med til et emballagesystem. Det vurderes, at udeladelsen ikke betyder væsentligt for sammenligningen mellem plastdunke og papkartoner, men at man, hvis man betragter et af systemerne isoleret, mangler at opgøre råolie og naturgas til mælkekasser af plast, jern til containere og bure samt træ til paller. Mængderne kan være have relativt stor betydning i forhold til de her opgjorte mængder.

Stedspecifik elproduktion

I denne rapport er der valgt at anvende stedspecifik elproduktion til beregningerne, dvs dansk el til danske processer, svensk el til processer, der foregår i Sverige osv. Da der i højere og højere grad eksporteres og importeres el over landegrænserne, kan det diskuteres, om antagelsen er helt korrekt.

Valg af elscenarier har betydning for forbruget af energiresourcerne olie, naturgas og stenkul. Dansk el er i høj grad baseret på stenkul, så hvis der i stedet havde været regnet med "gennemsnitlig europæisk elproduktion", ville forbruget af stenkul have været mindre, og forbruget af råolie og naturgas relativt højere. Det vurderes, at antagelsen er uden betydning for sammenligningen af mælkeemballager.

Maskiner og bygninger

Fremstilling af maskiner og bygninger til produktion af emballager er ikke medtaget, som omtalt i kapitel 4. Det skønnes, at udeladelsen ikke har væsentlig betydning for sammenligningen af ressourceforbrug mellem plastdunke og kartoner.

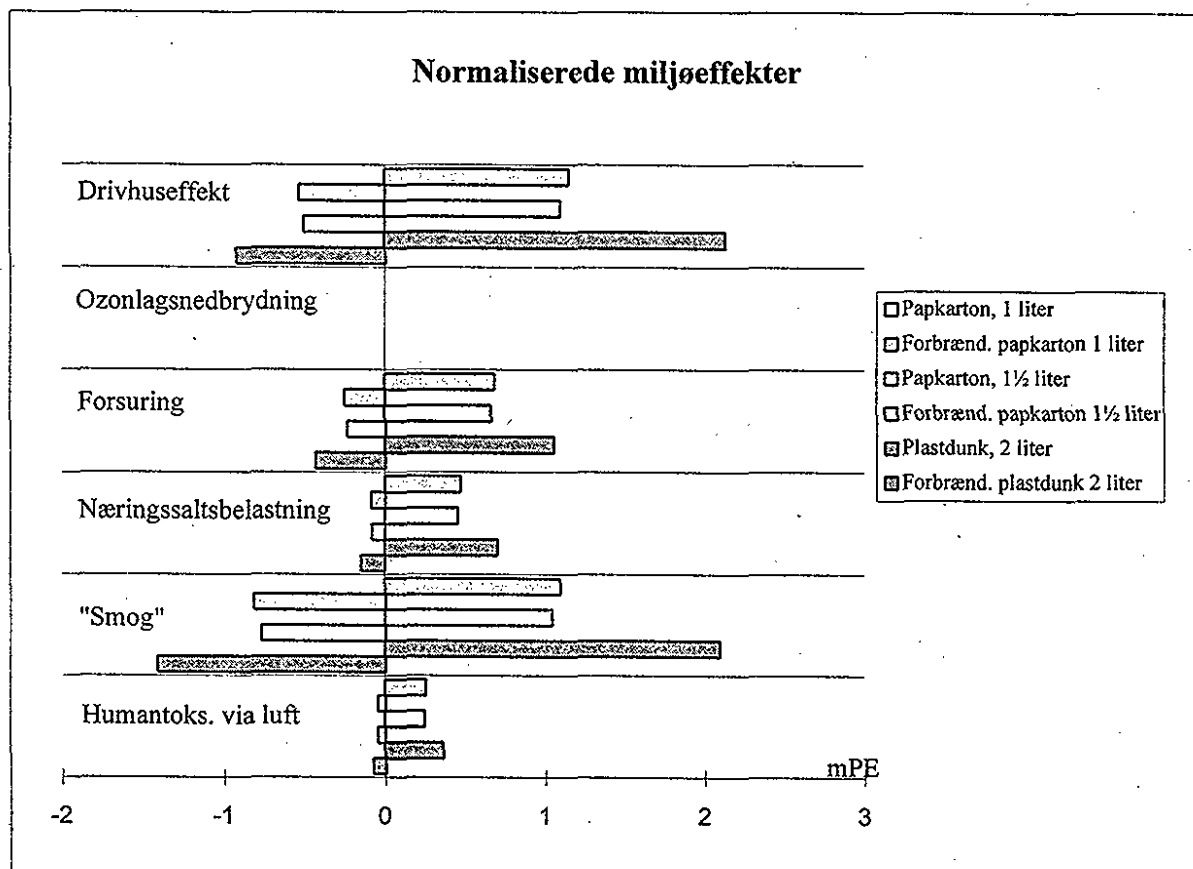
Datakvalitet og skøn over usikkerheder

Opgørelsen af ressourcer er hovedsageligt baseret på data fra Karton & Miljø (1995), den Europæiske plastsammenslutning (Boustead 1992 og 1993) og UMIP (1995). Det vurderes, at oplysningerne om ressourceforbrug for råolie, naturgas, stenkul og træ er så gode, som man kan opnå i dag, og at de tidsmæssigt, teknologisk og geografisk dækker de ønskede oplysninger. Der vil altid være usikkerhed på data og det skønnes, at den statistiske variationen for ovennævnte ressourceforbrug ligger i størrelsesordenen 10-20%. Variationen for jern og aluminium er væsentligt højere, muligvis 50%-100%, da disse data fra energifremstillingen er baseret på mere eller mindre gode litteraturredata.

7.2 Miljøeffekter

7.2.1 Resultater

De normaliserede miljøeffekter vises i figur 7.3. Bemærk, at disse miljøeffekter skal betragtes som *potentielle effekter*, da den faktiske virkning af en udledning afhænger af, hvor i omgivelserne den finder sted. De potentielle effekter, som kan "spares" ved at udnytte energien fra forbrænding af de brugte emballager, er vist som negative bidrag.



Figur 7.3

Normaliserede potentialer for miljøeffekter fra et års forbrug af mælkeemballager (svarende til 100 liter mælk).

Drivhuseffekt og smog

Figur 7.3 viser, at plastdunkene bidrager næsten dobbelt så meget til drivhuseffekten og fotokemisk ozon ("smog") som papkartonerne. Til gengæld giver plastdunkene også større besparelser i bidrag til drivhuseffekten og smog ved affaldsforbrænding med energigenvinding, så når usikkerhederne tages med i betragtning, kan man ikke påvise en klar forskel mellem emballagerne for drivhuseffekt og smog.

Forsuring og næringssaltsbelastning

Plastdunkene bidrager lidt mere til forsuring og næringssaltsbelastning end papkartonerne. Til gengæld er besparelsen i bidrag til forsuring også større ved affaldsforbrænding af plastdunkene.

Ozonlagsnedbrydning

Som nævnt i kapitel 4, er der ikke fundet stoffer, der bidrager til ozonlagsnedbrydningen for nogen af emballagerne.

Humantoksicitet via luft

På grundlag af usikkerhederne kan der ikke påvises nogen forskel mellem papkartoner og plastdunke for bidraget til humantoksicitet.

1-liters og 1½-liters papkartoner

Som for ressourceforbrugene er alle potentielle miljøeffekter er en anelse højere for 1-liters papkartoner end for 1½-liters papkartoner, men forskellen er ikke markant.

Drivhuseffekt

7.2.2 Diskussion

Langt det største bidrag til drivhuseffekten fra emballagesystemerne kommer fra udledning af kuldioxid (jf. bilag D). For papkartonerne kommer kuldioxid hovedsageligt fra transport (34-35%), fremstilling af dansk elektricitet (43-44%). For plastdunkene kommer kuldioxid fra transport (21%), fremstilling af dansk elektricitet (28%), fremstilling af HDPE-granulat (22%) og forbrænding af plast (29%). Dette ses af opgørelsen i kapitel 5.10 og 6.10.

Bidraget til drivhuseffekten øges, hvis dannelsen af metan fra deponier medregnes.

Methan fra deponi

Som nævnt i kapitel 4, har det ikke været muligt at inddrage emballagerens sidste livscyklustrin: Opholdet på deponi. Plast omdannes ikke i nævneværdig grad på et affaldsdeponi, men karton og papir fra plastdunkenes etiketter omdannes under aerobe forhold til kuldioxid og under anaerobe forhold til metan. Det vurderes, at cellulose nedbrydes til metan, mens ligning er så langsomt nedbrydeligt, at methandannelsen sker så langsomt, at methanen omdannes til kuldioxid inden det når ud af deponiet. Hvis al karton fra papkartonerne omdannes til metan, vil det give en forøgelse i bidraget til drivhuseffekten på maksimalt 67%, mens det for plastdunkene kun betyder en forøgelse på 0,17%. Det skal understreges, at disse estimater er det maksimalt mulige bidrag af metan, og at sandsynligvis methandannelsen vil være lavere.

Beregning: Det antages, at hovedparten af karton til papkartonerne og papir til etiketterne består af cellulose. Cellulose har en molvægt på 150,14 gram/mol ($C_6H_{10}O_5$), hvilket giver 0,533 gram metan per gram cellulose. Deponering af 0,5 kg karton fra 100 stk. 1-liters papkartoner giver dermed 266,5 gram metan, hvilket svarer til et potentielt bidrag til drivhuseffekten på 0,73 mPE eller en forøgelse på 67% i forhold til de 1,1 mPE, papkartonernes livsforløb i øvrigt bidrog til drivhuseffekten med. Deponering af 0,0241 kg papiretiketter fra plastdunkene svarer til et potentielt bidrag på 0,035 mPE eller 0,17%.

I denne sammenhæng er det dog vigtigt at bemærke, at stoppet for deponering af brændbart affald fra 1.1.1997 forventes at betyde, at der stort set ikke deponeres dagrenovation. Hvis mælkekartonerne ikke deponeres, vil der ikke dannes metan.

<i>Transport</i>	Som nævnt under ressourceforbrug, er både emballager og mælk inkluderet under distributionen, der udgør en væsentlig del af transporten, og under tapning og køling, der udgør en væsentlig del af forbruget af elektricitet i Danmark. Dette er nødvendigt for sammenligningen, men betyder, at en del af disse bidrag reelt skal tilskrives mælken, ikke emballagerne.
<i>Ozonlagsnedbrydning</i>	Der er ikke fundet stoffer, der bidrager til ozonlagsnedbrydningen for nogen af emballagerne, hvilket dog ikke er en garanti for, at de ikke forekommer, som nævnt i kapitel 4. Brugen af ozonlagsnedbrydende stoffer er dog begrænset i meget stort omfang gennem de sidste år, og det vurderes derfor, at bidraget til ozonlagsnedbrydning fra emballager til mælk under alle omstændigheder vil være uden betydning for sammenligningen.
<i>Forsuring</i>	De væsentligste bidrag til forsuring fra emballagerne skyldes nitrogenoxider og svovldioxid (jf. bilag D). For papkartonerne kommer hovedparten af emissionerne fra: • Transport (nitrogenoxiderne: ca. 60%, svovldioxid: 18%) og • Fremstilling af dansk el (nitrogenoxider: 17%, svovldioxid: 62%). For plastdunkene kommer hovedparten af emissionerne fra: • Fremstilling af HDPE-granulat (nitrogenoxiderne: ca. 34%, svovldioxid: 28%) og • Transport (nitrogenoxiderne: ca. 44%, svovldioxid: 16%) og • Fremstilling af dansk el (nitrogenoxider: 13%, svovldioxid: 66%).
<i>Næringssaltsbelastning</i>	Hovedparten af de potentielle bidrag til næringssaltsbelastningen kommer fra nitrogenoxider (jf. bilag D). Som nævnt under forsuring kommer nitrogenoxiderne hovedsageligt fra transport og fremstilling af dansk el, samt for plastdunkene fra fremstilling af HDPE-granulat.
<i>Smog</i>	Emballagernes potentielle bidrag til fotokemisk ozondannelse (smog) skyldes hovedsageligt kulbrinter, der i høj grad kommer fra fremstilling af dansk el (papkarter: ca. 75% og plastdunke: 45%), fra fremstilling af HDPE-granulat til plastdunke (51%) og fra fremstilling af LDPE-granulat til laminat til papkartonerne (14-17%).
<i>Humantoksicitet via luft</i>	Bidragene til humantoksicitet via luft skyldes hovedsageligt nitrogenoxider. Nitrogenoxider er temmelig giftige for mennesker, men det skal bemærkes, at UMIP-metoden endnu ikke indeholder faktorer, der tager hensyn til, <i>hvor</i> emissionerne forekommer. En del emitteres under transport i byer og i nærheden af mennesker (se under forsuring), mens den del, der kommer under produktion af HDPE og LDPE-granulat og fremstilling af dansk el sandsynligvis foregår i industrikvarterer i længere afstand fra mennesker, hvorfor den reelle skadevirkning vil være langt mindre.

Øvrige toksiske effekter

Det har ikke været muligt at identificere stoffer med økotoksiske effekter eller humantoksiske effekter via vand og jord i emballagesystemerne. Det er ikke ensbetydende med, at de ikke forekommer. Det vil kræve en nærmere undersøgelse at opgøre specifikke toksiske stoffer fra emballagesystemerne. Betydningen af, at de ikke er opgjort kan ikke vurderes.

Blæsestøbning af plast

Der har ikke været data til rådighed for emissioner fra blæsestøbning af plastdunke, som nævnt i kapitel 4. I følge Miljøstyrelsens RENTEK-database giver blæsestøbning af polyethylen emissioner af ketoner og aldehyder. Der er desværre ingen oplysninger om mængderne. Ketoner og aldehyder bidrager til fotokemisk ozondannelse (smog) og kan muligvis have toksiske effekter, alt efter den specifikke kemiske forbindelse. Det er ikke muligt at vurdere, hvilken betydning det har, at emissioner fra blæsestøbning ikke er opgjort.

Emissioner, der ikke er vurderet

Som omtalt i kapitel 4 er der en række stoffer i opgørelsen, som det ikke har været muligt at inddrage i vurderingen.

For luftemissioner drejer det sig om partikler/ støv, diverse organiske forbindelser, metaller samt toksiske virkninger af flygtige organiske forbindelser (VOC), flygtige organiske forbindelse uden methan (NMVOC) og kulbrinter (HC). Det vil kræve en meget omfattende undersøgelse at identificere de nøjagtige kemiske forbindelser i disse samlekategorier, hvis det overhovedet kan lade sig gøre, og udeladelsen af de toksiske effekter fra disse stoffer kan ikke vurderes. Desuden er de toksiske effekter fra hydrogenflourid ikke vurderet, da UMIP-databasen ikke indeholder effektfaktorer for den.

Ligeledes har det for udledninger til vand ikke været muligt at inddrage biologisk iltforbrug (BOD), kemisk iltforbrug (COD), adsorberbare halogenede organiske stoffer (AOX), opslæmmede partikler (SS), opløste stoffer (DS), olie, kulbrinter (HC) og metaller, der alle er samlekategorier.

Samlet set er der dermed en række stoffer med toksiske effekter, som det ikke har været muligt at inddrage, og som det ikke med det nuværende grundlag er muligt at vurdere betydningen af.

Farvestoffer og lim

Det har ikke været muligt at finde oplysninger om farvestoffer til emballagerne og lim til etiketterne til plastdunkene. Nogle farvestoffer indeholder tungmetaller, andre er organiske farver, der kan have toksiske effekter. Der vil derfor muligvis være nogle toksiske effekter, det ikke har været muligt at identificere.

Hjælpestoffer og kemikalier

Som nævnt i kapitel 4 har det ikke været muligt at følge hjælpestoffer og kemikalier tilbage til udvinding af råstoffer. Mængdemæssigt udgør de ikke en stor del i forhold til de ressourcer, der er opgjort, men der kan meget vel være processer med toksiske udledninger blandt processerne til fremstilling af hjælpestoffer og kemikalier. Der

vil derfor muligvis være nogle toksiske effekter, det ikke har været muligt at identificere.

“Sparede emissioner”

Hvis al emballageaffaldet forbrændes med energiudnyttelse i stedet for de 80%, der er regnet med her, vil der være større besparelser i bidraget til drivhuseffekt, forsurening og smog, især for plastdunke.

Etiketter til plastdunke

Som omtalt under ressourceforbrug, er papiretiketter til plastdunke delvist blevet erstattet af plastetiketter af polyethylen siden projektet startede. Det vurderes, at denne ændring ikke har afgørende betydning for projektets resultater, og dermed heller ikke for miljøeffekterne.

Stedspecifik elproduktion

Som nævnt i forrige afsnit under diskussionen af ressourceforbrug, har valget af elscenarier betydning. For miljøeffekterne har valget især betydning for bidragene til drivhuseffekt og smog. Det vurderes dog, at valget er uden betydning for sammenligningen mellem mælkeemballagerne.

Maskiner og bygninger

Fremstilling af maskiner og bygninger til produktion af emballager er ikke medtaget, som omtalt i kapitel 4. Det skønnes, at udeladelsen ikke har væsentlig betydning for sammenligningen af miljøeffekter mellem plastdunke og kartoner.

Før eller efter renseanlæg

For hovedparten af udledningerne til vand har det ikke været muligt at finde ud af, om de opgjorte udledninger er *før* eller *efter* renseanlæg. Som nævnt i kapitel 4 er det udledningerne *efter* renseanlæg, der ender i naturen, og derfor disse, der er interessante. Det er derfor muligt, at nogle af de opgjorte udledninger er væsentligt lavere end her i opgørelsen, hvis de er opgjort før renseanlæg. For vurderingen af emballager vil dette især have betydning for bidragene til næringsaltsbelastning, hvor en væsentlig del af udledningerne til vand kan fjernes ved biologisk rensning. Da de vandbårne emissioner dog har et meget lille bidrag til næringssaltsbelastningen set i forhold til de bidrag, der skyldes emissioner fra luft, vurderes det, at det i denne sammenhæng er uden væsentlig betydning om udledningerne til vand er før eller efter renseanlæg.

*Før eller efter
røggasrensning*

Samme problemstilling gør sig gældende for emissioner til luft fra industriel produktion og fremstilling af elektricitet. Data for dansk elproduktion er baseret på opgørelser fra RISØ og er *efter* røggasrensning (UMIP, 1995). Det vides ikke om data for fremstilling af plast og for kartonproduktionen er før eller efter røggasrensning. Det skal dog siges, at data normalt er *efter* røggasrensning, da eventuel røggasrensning vil være tilsluttet produktionsanlæg direkte før skorstenen, og det ikke ville give mening at måle emissioner “midt” i anlægget.

Hvis data af en eller anden grund skulle være målt før røggasrensning vil det have betydning for emissionerne af nitrogenoxider og svovldioxid, og dermed for forsurening og for næringssaltsbelastning.

Som nævnt under forsurening kommer hovedparten af nitrogenoxiderne og svovldioxid for papkartonerne fra transport og fremstilling af dansk el, og maksimalt 10% af emissionerne fra produktioner, hvor det ikke klart fremgår om røggasrensning er inkluderet. Usikkerheden er derfor ikke stor for papkartoner.

For plastdunke, derimod, stammer ca en tredjedel af emissionerne af nitrogenoxider og svovldioxid fra fremstilling af HDPE-granulat, og hvis disse emissioner er opgjort før røggasrensning, kan disse emissioner derfor være væsentligt lavere. Som nævnt er det dog mest almindeligt at opgøre luftemissioner *efter* røggasrensning.

Datakvalitet og skøn over usikkerheder

Opgørelsen af emissioner til luft og vand er baseret på mange forskellige referencer - dog hovedsageligt på data fra Karton & Miljø (1995), den Europæiske plastsammenslutning (Boustead 1992 og 1993), RISØ (Kilde, 1995) og UMIP (1995). Det vurderes, at oplysningerne om emissioner tidsmæssigt, teknologisk og geografisk dækker de ønskede oplysninger. Oplysningerne kan ganske givet udbygges med flere detaljer om emissioner af specifikke kemiske forbindelser.

Opgørelser af emissioner har ofte en stor usikkerhed - både på grund af måleusikkerhed og fordi der er store forskelle fra anlæg til anlæg.

Det skønnes, at data for kuldioxid er de data med mindst usikkerhed, da der ofte ligger molberegninger bag, og da effektfaktorerne for drivhuseffekten også vurderes at være ret godt bestemt, skønnes den statistiske variation på drivhuseffekten at ligge på ca. 30%.

De øvrige emissionsdata vurderes at være behæftet med en væsentligt højere usikkerhed, og den variationen for forsurening, næringsaltsbelastning og fotokemisk ozondannelse (smog) skønnes at have en størrelsesorden på mellem 50% og 100%.

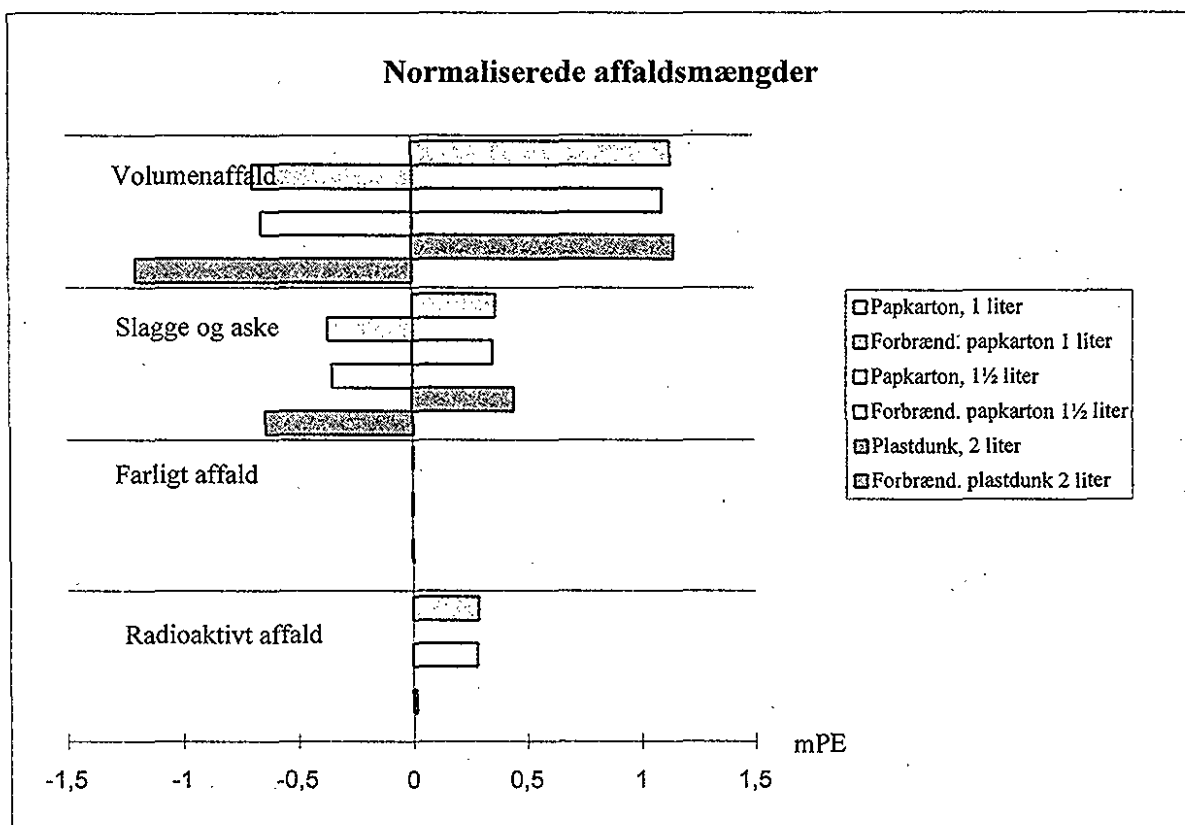
Der er meget stor usikkerhed på bidragene til toksiske effekter, både på grund af manglende data i opgørelsen samt fordi der er usikkerheder forbundet med at vurdere en kemisk forbindelses toksiske potentiale, og det vurderes, at de humantoksiske effekter kan variere med mindst en faktor 10, og muligvis mere.

7.3 Affald

7.3.1 Resultater

Affald er ikke i sig selv en miljøeffekt, men anvendes som indikator for de effekter, affaldsdeponering kan medføre. Figur 7.4 viser de normaliserede affaldsmængder fra emballagerne. De affaldsmængder,

som kan "spares" ved at udnytte energien fra forbrænding af de brugte emballager, er vist i figuren som negative bidrag.



Figur 7.4

Normaliserede affaldsmængder fra et års forbrug af mælkeemballager (svarende til 100 liter mælk).

*Volumenaffald samt
slagge og aske*

Figur 7.4 viser, at papkartoner og plastdunke bidrager til stort set samme mængder volumenaffald samt slagge og aske, men at besparelsesmulighederne er større for plastdunke, således at netto-bidraget er en anelse mindre for plastdunkene. Forskellen er dog så lille, at man på baggrund af usikkerhederne ikke klart kan konkludere, at plastdunkene samlet set bidrager mindst.

Farligt affald

Plastdunkene bidrager ca. dobbelt så meget til farligt affald som papkartonerne. Bidraget er meget lille set i forhold til en danskers øvrige bidrag til farligt affald på et år.

Radioaktivt affald

Papkartonerne bidrager væsentligt mere til radioaktivt affald end papkartonerne hvilket skyldes, at en væsentlig del af papproduktionen foregår i Sverige med svensk produceret el, der blandt andet er baseret på kernekraft.

7.3.2 Diskussion

<i>Volumenaffald</i>	For papkartonerne kommer hovedparten af volumenaffaldet fra udvinding af stenkul til fremstilling af dansk elektricitet (57%) og fra deponering af de brugte emballager (37%). For plastdunkene kommer volumenaffaldet ligeledes primært fra udvinding af stenkul til fremstilling af dansk elektricitet (66%), og desuden fra deponering af de brugte emballager (30%). Procenterne er i procent af vægten, ikke volumet.
<i>Slagge og aske</i>	Bidraget til slagge og aske kommer for alle emballager hovedsageligt fra dansk elproduktion (ca. 90%).
<i>Farligt affald</i>	Bidraget til farligt affald for papkartonerne kommer fra fremstilling af LDPE-granulat til papkartonerne (70%) og fra svensk el-produktion (30%). For plastdunkene dominerer mængderne af farligt affald fra fremstilling af HDPE-granulat (99%).
<i>Radioaktivt affald</i>	Det radioaktive affald kommer fra kernekraft, der anvendes til fremstilling af svensk el.
<i>"Sparet affald"</i>	Hvis al emballageaffaldet forbrændes med energiudnyttelse i stedet for de 80%, der er regnet med her, vil der kunne "spares" større mængder volumenaffald samt slagge og aske for både papkartoner og plastdunke.
<i>Etiketter til plastdunke</i>	Som omtalt under ressourceforbrug, er papiretiketter til plastdunke delvist blevet erstattet af plastetiketter af polyethylen siden projektet startede. Det vurderes, at denne ændring ikke har afgørende betydning for projektets resultater, og dermed heller ikke for affaldsmængder e.
<i>Emballageaffald - volumen kontra vægt</i>	Som nævnt i kapitel 4, er et af problemerne med husholdningsaffald er det volumen, affaldet optager i forbrugernes affaldsbeholder/ skraldesæk, volumen under transport (hvor det dog komprimeres) og endeligt på deponiet. Det har ikke været muligt at vurdere emballagernes volumen i forhold til hinanden. Emballageaffaldet opgøres derfor i vægt, hvilket egentligt er mindre relevant end volumet.
<i>Stedspecifik elproduktion</i>	Som nævnt under diskussionen af ressourceforbrug, afsnit 7.1.2, har valget af elscenarier betydning. Det har betydning for alle affaldskategorierne, men det vurderes, at valget ikke betyder noget for sammenligningen mellem mælkeemballage.
<i>Datakvalitet og skøn over usikkerheder</i>	Opgørelsen af affald er baseret på samme referencer som emissionerne, og det vurderes, at oplysningerne om emissioner tidsmæssigt, teknologisk og geografisk dækker de ønskede oplysninger. Oplysningerne kan, hvis man ønskede det, ganske givet udbygges med flere detaljer om affaldets art og sammensætning.

Det skønnes, at den statistiske variation for volumenaffald, slagge og aske og radioaktivt affald ligger på omkring 30%. Mængderne af farligt affald afhænger meget af, hvordan de anvendte referencer definerer, hvad der er farligt, og det skønnes derfor, at variationen ligger i størrelsesordenen 50-100%.

8. Referencer

8.1 Oplysninger fra følgegruppen for danske emballagesystemer

Karton og Miljø (1995): Miljøbelastning ved produktion, forbrug og bortskaffelse af mælkekartoner. Karton & Miljø. Postboks 28, Vallensbækvej 44, 2625 Vallensbæk.

Karton og Miljø ved A/S Tetra Pak (1995): Oplysninger om papkartoner og distribution af mælk. Personlig kommunikation. E. Bruhn.

Kløver Mælk (1995): Oplysninger om vægt af etiketter til plastdunke til mælk. Personlig kommunikation. E. Nielsen og T. Brønd.

MD Foods Amba (1995): Oplysninger om distribution af mælk. Personlig kommunikation. P. Krogsgaard og E. Mikkelsen.

Plastindustrien i Danmark (1995): Oplysninger om vægt af plastdunke og låg - fra ROSTI. Personlig kommunikation. J. Rasmussen

SCHOUW Packing (1995): Oplysninger om tapning af mælk. Personlig kommunikation. J. Iversen,

8.2 Anvendt litteratur

Boustead I (1992): Ecobalance methodology for commodity thermoplastics. Brussels: European Centre for Plastics in the Environment in APME (Association of Plastics Manufactureres in Europe.

Boustead I (1993a): Eco-profiles of the European plastics industry. Report 2: Olefin Feedstock sources. Brussels: European Centre for Plastics in the Environment in APME (Association of Plastics Manufactureres in Europe.

Boustead I (1993b): Eco-profiles of the European plastics industry. Report 3: Polyethylene and polypropylene. Brussels: European Centre for Plastics in the Environment in APME (Association of Plastics Manufactureres in Europe.

CEN (1995): *CEN Report 1995. Packaging - Recommendations for Conducting Life-Cycle Inventory Analysis of Packaging Systems.* CEN /TC 261 "Packaging". European Committee for Standardization (CEN). Secrétariat Central: Rue de Stassart 36, B-1050 Bruxelles.

Christiansen K. (1991): *Environmental Assessment of Products. From PVC and alternatives to milk packaging.* Artikel fra LCA-seminar på Dansk Teknologisk Institut, 5. September 1991.

Consoli F. et al. (1993): *Guidelines for life cycle assessment: A "Code of Practice".* Brussels & Pensacola: Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Workshop in Sesimbra 31.3-3.4 1993.

Dalager S. og Drabæk I. (1995): *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Sammenfatning.* Miljøprojekt nr. 202. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Dalager et al. (1995): *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Delrapport 1: Metodebeskrivelse, materialestrøm og referencer.* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 28 1995. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Dalager et al. (1995): *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Delrapport 2: Bølgepap.* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 29 1995. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Dalager et al. (1995): *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Delrapport 3: Aviser og ugeblade.* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 30 1995. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Dalager et al. (1995): *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Delrapport 4: Blandet papir.* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 31 1995. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

ELSAM/ELKRAFT (1994): *Opgørelse af affaldsressourcer i Danmark, maj 1994.* SK energi, I/S Sjællandske Kraftværker.

Fava J.A et al. (1991): *A Technical Framework for Life Cycle Assessments.* Washington DC: Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) and SETAC Foundation for Env. Education Inc. Workshop in Smugglers Notch, 18.-23.08 1990.

Fava J.A. et al. (1993): *A Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment.* Pensacola: SETAC Foundation for Env. Education Inc. Workshop in Sandestin, 1.-7.02 1992.

Fenhann J. og N. Kilde (1994): *Inventory of Emissions to the Air from Danish Sources. 1972-1992.* System Analysis Department. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Finnveden G, L. Person og B. Steen (1994): Återvinning av Mjölkkartong. En LCA-studie av skillnader i miljøbelastning. Bilag 2 til Regeringens oppdrag till Naturvårdsverket att analysera konsekvenserna av krav på återvändning och materialåtervinning av vissa förpackningsslag. Chalmers Industriteknik och IVL. Statens Naturvårdsverk Rapport 4301 (SNV). Kretsloppssekretariatet.

Finnveden G., B. Steen og J.-O. Sundqvist (1994): Kretslopp av pappersförpackningar: materialåtervinning eller energiåtervinning?. En miljöstudie baserad på fem verkliga fall. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL). Stockholm.

Frischknecht et al (1994): Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Angang B: Transporte und Bauprozesse. Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich. Sponsored by: Swiss Federal Energy office and Nationaler Energi-Forschungs-Fonds NEFF. First Edition, July 1994.

Granath G., og I. Strömdahl (1994): Beräkningar av miljökonsekvenser av kretsloppspropositionen. Livscykelanalyser för förpackningar. Bilag 1 til Regeringens oppdrag till Naturvårdsverket att analysera konsekvenserna av krav på återvändning och materialåtervinning av vissa förpackningsslag, samt bilag 4 og 8 til dette bilag. ÅF - IPK. Statens Naturvårdsverk Rapport 4300 (SNV). Kretsloppssekretariatet.

Haberstatter K. og Widmer, F. (1991): Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. Schriftenreihe Umweltsschutz, no. 132.

Hauschild, M (1996): Baggrund for miljøvurdering af produkter. UMIP. Udvikling af miljøvenlige industriprodukter. Institutet for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, Dansk Industri.

ISO (1995a): ISO Committee Draft 14040.2 Environmental management - Life Cycle Assessment. Principles and Guidelines. ISO/TC 207/SC 5 Life Cycle assessment. ISO/TC 207/SC 5 N. 46 (15.03.95) and Results of the vote on ISO/CD 14040,2 Presented with proposals to resolve comments received and negative votes. ISO/TC 207/SC 5 N. 49 (27.07.95).

ISO (1995b): ISO Working Draft 14041. Life Cycle Assessment. Inventory Analysis Document. ISO/TC 207/SC 5/WG2 & 3/WD 14041. Revised version reflecting WG2&3 comments to ISO/WD 14041 from the ISO WG2&3 - Working Group Meeting. June 24 & 26, 1995 (+Editing Round). Draft 20 July 1995. Oslo, Norway.

Kilde N.A. (1995): *Energiforbrug og emissioner ved godstransport i 1990.* Forskningscenter Risø, Roskilde. Risø-I-906(DA).

Lindfors et al. (1995a): *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment.* Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers (Environment), Copenhagen 1994. Store Strandstræde 18, DK-1255 Copenhagen K, Denmark.

Lindfors et al. (1995b): *LCA-NORDIC. Technical Reports No 1-9.* TemaNord 1995:502. Nordic Council of Ministers (Environment), Copenhagen 1994. Store Strandstræde 18, DK-1255 Copenhagen K, Denmark.

Lindfors et al (1995c): *LCA-NORDIC. Technical Reports No 10 and Special Reports No. 1-2.* TemaNord 1995:503. Nordic Council of Ministers (Environment), Copenhagen 1994. Store Strandstræde 18, DK-1255 Copenhagen K, Denmark.

Nedermark, R. og H. Wenzel (1996): *Ressourceforbrug som vurderingskriterium i livscyklusvurdering.* Institutet for Produktudvikling, 1996.

Norske Meierier. Senter for Forskning og Utvikling avdeling Forskning. (1994): *Livsløbsanalyse av ulike emballasjesystemer for konsummelkprodukter.* Norske Meierier, Postboks 9051. 0133 Oslo.

Oterholm B. og Løkkeberg Ø. (1994): *Livsløbsanalyse af ulike emballasjesystemer for konsummelkprodukter.* Særtryk fra Meieriposten nr. 14 og 15, 1994, siderne 412-421 og 444-451. Norge.

Pommer K. et al. (1991): *Miljømæssig vurdering af mælkeemballage. Returflasker af polycarbonat sammenlignet med engangs-papkartoner.* Miljøprojekt nr. 168. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.

Pommer K. et al. (1992): *Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner. Miljømæssig og økonomisk vurdering af kasserede mælkekartoner.* Miljøprojekt nr. 202. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.

Tillman A.-M., H. Baumann, E. Eriksson og T. Rydberg (1991): *Miljön och förpackningarna. Livscykelanalyser för förpackningsmaterial - beräkning af miljöbelastning.* Allmänna Förlaget, Stockholm. Statens Offentliga Utredningar 1991:77, Miljödepartementet.

UMIP (1995): *Udvikling af Miljøvenlige Produkter.* Data indsamlet i forbindelse med Miljøstyrelsens projekt i løbet af 1992-95.

Weidema, B.P., R.L. Pedersen og T.S. Drivsholm (1995): *Life Cycle Screening of Food Products - Two Examples and some Methodological Proposals.* Danish Academy of Technical Sciences. 266 Lundtoftevej, 2800 Lyngby.

Wenzel H., M. Hauschild og E. Rasmussen (1996): *Miljøvurdering af produkter*. UMIP. Udvikling af miljøvenlige industriprodukter. Institut for Produktudvikling, Danmarks Tekniske Universitet, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, Dansk Industri.

Wesnæs M. (1995): *Delrapport 7: Miljømæssig kortlægning af transport og energifremstilling - beregningsgrundlag for miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrik*. Delrapport til Miljømæssig kortlægning - emballager til øl og læskedrik. Miljøstyrelsen 1995. Under trykning.

ØKOconsult Aps & Emballage- & Transportinstitutet (Eti) (1987): *Emballage til mælk og juice*. Miljøprojekt nr. 88. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen.

Bilag A
Oplysninger fra MD Foods
om distribution af mælk

INSTITUTTET FOR PRODUKTUDVIKLING

Att.: Marianne Wesnæs

DTU - Bygning 423

2800 Lyngby

Deres ref.

Vor ref.

EM/piw

Lokal

1434

26. oktober 1995

Vedr.: Distribution af mælk.

./.

Vedlagt fremsendes:

- Bilag 1 : Min definition af mælk
- Bilag 2 : Afsætningstal
- Bilag 3 : Transportstruktur
- Bilag 4 : Data - fremtransport af mælk
- Bilag 5 : Data - butiksdistribution
- Bilag 6 : Fyldning af transportudstyr

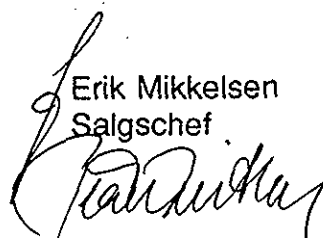
Jeg håber, at du hermed har tilstrækkeligt med materiale.

Ellers ringer du blot.

Med venlig hilsen

HD amba

Erik Mikkelsen
Salgschef



HD amba, Postboks 2420, Skanderborgvej 277, 8260 Viby J

Tlf. 89 38 10 00, telex 68 700 mdfood dk, telefax 86 28 10 35

DEFINITION AF MÆLK

Mælk defineres som tungvarer excl. piskefløde, A 38 og tykmælk.

Specialvarer er ligeledes fravalgt.

Det betyder, at "begrebet mælk" omfatter:

1. Sødmælk

1/4 ltr. sødmælk
1/2 ltr. sødmælk
1/1 ltr. sødmælk
1,5 ltr. sødmælk
2,0 ltr. sødmælk
1/1 ltr. uhomogeniseret sødmælk
1/1 ltr. økologisk sødmælk

2. Letmælk

1/4 ltr. letmælk
1/2 ltr. letmælk
1/1 ltr. letmælk
1,5 ltr. letmælk
2,0 ltr. letmælk
1/1 ltr. uhomogeniseret letmælk
1/1 ltr. økologisk letmælk

3. Skummetmælk

1/4 ltr. skummetmælk
1/2 ltr. skummetmælk
1/1 ltr. skummetmælk
1/1 ltr. økologisk skummetmælk

4. Kærnemælk

1/4 ltr. kærnemælk
1/2 ltr. kærnemælk
1/1 ltr. kærnemælk
1/1 ltr. gammeldags kærnemælk
1/1 ltr. økologisk kærnemælk

HD amba
26. oktober 1995
EM/piw

BILAG 2

AFSÆTNING - UGE 9541

Afsætningen er i uge 9541 målt i liter:

TYPE	TYRSTRUP	SLAGELSE	HOLSTEBRO	HOBRO	ISHØJ	IRMA AVEDØRE	FDB ALBERTSLUND	FDB VIBY J	FDB SKALBORG
1/4 ltr. crt.	25.820,75	82.865,25	19.790,00	28.189,50	9.240,50	-	¹⁾ 697,50	2.682,00	1.249,25
1/2 ltr. crt.	14.604,00	71.863,50	6.322,00	18.367,00	12.601,50	4.792,50	¹⁾ 54,00	2.709,00	1.567,00
1/1 ltr. crt.	1.197.653,00	1.297.836,00	731.954,00	913.627,00	491.000,00	110.630,00	320.252,00	263.164,00	228.903,00
1,5 ltr. crt.	208.813,50	259.683,00	81.109,50	224.152,50	5.593,50	21.930,00	157.740,00	95.610,00	71.115,00
2,0 ltr. dunk	29.692,00	94.476,00	18.572,00	40.164,00	89.922,00	-	-	-	-
TOTAL	1.476.583,25	1.806.723,75	857.747,50	1.224.500,00	68.357,50	137.352,50	478.743,50	364.165,00	302.834,25

Totalafsætning - uge 9541

: 7.257.007,25 ltr.

Afsætning til centrallagre - uge 9541

: 1.283.095,25 ltr.

Afsætning - egen butiksdistribution - uge 9541

: 5.973.912,00 ltr.

¹⁾ Tallene er sandsynligvis ukorrekte / for lave. Jeg har ikke - indenfor tidsfristen - fået checket disse tal.

TRANSPORTSTRUKTUR

Groft er transportstrukturen således:

1. Centrallagre

- Al mælk til FDB's og Irma's centrallager tilføres.
- Butiksdistribution foretages herefter fra centrallagrene.

2. MD's butiksdistribution

- Hovedparten af mælken produceres på tilhørende mejeri og fremtransporteres "internt" til HD's terminaler til butiksdistribution.
- En vil del af mælken fremtransporteres til HD's terminaler fra mejerier, som er placeret i afstand fra terminalerne.
- Al mælk til HD Ishøj fremtransporteres.

DATA - FREMTRANSPORT

Forudsætninger

- Mælken pakkes i rullepaller.
- 1 rullepalle indeholder 360 ltr.
- 1 trailer - typisk anvendt biltype til varefremførsel - rummer ved 90% fyldning ca. 46 rullepaller, svarende til 16.560 ltr. pr. læs.

Fremtransport til HD's terminaler

TERMINAL	ANT. LTR.	ANTAL LÆS	VEJET GNS. PÅ TRANSPORTAFSTAND
Tyrstrup	96.247	5,81	151,7 km
Slagelse	98.219,00	5,93	95,2 km
Holstebro	116.618,00	7,04	132,4 km
Hobro	45.090,00	2,72	81,6 km
Ishøj	608.357,50	36,75	61,6 km

Fremtransport til centrallagre

TERMINAL	ANT. LTR.	ANTAL LÆS	VEJET GNS. PÅ TRANSPORTAFSTAND
FDB Viby	364.165,00	22,00	95 km
FDB Skalborg	302.834,25	18,29	110 km
FDB Albertslund	478.743,50	28,91	70 km
Irma Avedøre	137.352,50	8,29	80 km

HD amba
26. oktober 1995
EM/piw

BILAG 5

DATA - MD'S BUTIKSDISTRIBUTION I UGE 9541

TERMINAL	ANTAL LTR.	ANTAL KM	ANTAL STOP
Tyrstrup	1.476.583,25	99.060	3.767
Slagelse	1.806.723,75	63.448	3.020
Holstebro	857.747,50	38.966	2.416
Hobro	1.224.500,00	66.542	2.828
Ishøj	608.357,50	27.500	2.350
TOTAL	5.973.912,00	295.516	14.381

FYLDNING AF TRANSPORTUDSTYR

1. Kasseemælk

	ANTAL	LTR./ENHED	LTR./KASSE
1 ltr. PP	15	1,0	15
1½ ltr. PP	10	1,5	15
2 ltr. dunk	6	2,0	12

D27 kasse fylder 30,75 ltr.

2. Pallefyldning

1 rullepalle = 24 D27 kasser
1 europapalle = 48 D27 kasser

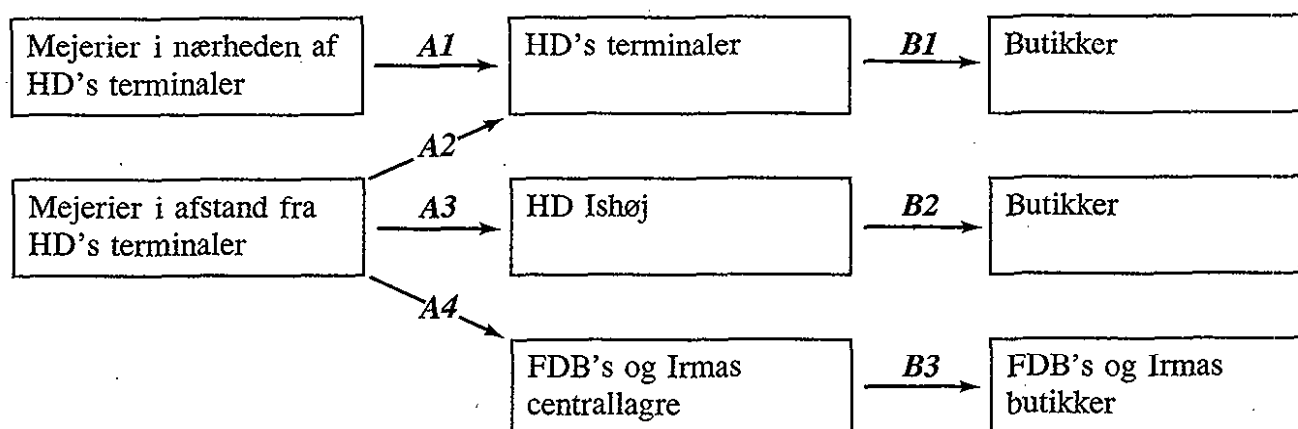
	1 LTR. PP	1½ LTR. PP	2 LTR. DUNK
Container	160	180	120
Rullepalle	360	360	288
Europapalle	720	720	576

Bilag B
Beregninger af transportafstande
ved distribution af mælk

Opgørelserne af distribution af mælk er baseret på oplysninger fra MD Foods, oktober 1995, se bilag A.

B.1 Transportstruktur

MD Foods transportstruktur vises i figur B.1.



Figur B.1
MD Foods transportstruktur

B.2 Transporterede mængder

Nummereringen med bogstav og tal, f.eks. "A1" henviser til figur B.1.

A4 Transport fra mejerier til FDB's og Irmes centrallagre (A4):

$$\frac{1.283.095,25 \text{ liter}}{7.257.007,25 \text{ liter}} = 17,7\%$$

A3 Transport fra mejerier til HD's terminal i Ishøj (A3):

$$\frac{608.357,50 \text{ liter}}{7.257.007,25 \text{ liter}} = 8,4\%$$

A2 Transport fra mejerier med afstand fra HD's terminaler (A2):

$$\frac{96.247 + 98.219 + 116.68 + 45.090 \text{ liter}}{7.257.007,25 \text{ liter}} = \frac{356.174 \text{ liter}}{7.257.007,25 \text{ liter}} = 4,9\%$$

A1 Transport fra mejerier i umiddelbar nærhed af HD's terminaler (A1):

$$100\% - 17,7\% - 8,4\% - 4,9\% = 69,0\%$$

- B3* Butiksdistribution til FDB's og Irmas butikker (B3):
 $B3 = A4 = 17,7\%$
- B2* Butiksdistribution fra HD's terminal i Ishøj (B2):
 $B2 = A3 = 8,4\%$
- B1* Butiksdistribution fra HD's terminaler i øvrigt (B1):
 $B2 = A1 + A2 = 73,9\%$

B.3 Transportafstande ved fremtransport

- A1* Transport fra mejerier i umiddelbar nærhed af HD's terminaler (A1) sættes til 0 km.

- A2* Transport fra mejerier med afstand fra HD's terminaler (A2):

Den gennemsnitlige afstand findes som et vægtet gennemsnit:

$$\text{Tyrstrup: } 151,7 \text{ km} * \frac{96.247 \text{ liter}}{356.174 \text{ liter}} = 40,99 \text{ km}$$

$$\text{Slagelse: } 95,2 \text{ km} * \frac{98.219 \text{ liter}}{356.174 \text{ liter}} = 26,25 \text{ km}$$

$$\text{Holstebro: } 132,4 \text{ km} * \frac{116.618 \text{ liter}}{356.174 \text{ liter}} = 43,35 \text{ km}$$

$$\text{Hobro: } 81,6 \text{ km} * \frac{45.090 \text{ liter}}{356.174 \text{ liter}} = 10,33 \text{ km}$$

SUM: 120,9 km

- A3* Transport fra mejerier til HD's terminal i Ishøj (A3):
 61,6 km (jf. oplysninger fra MD Foods).

- A4* Transport fra mejerier til FDB's og Irmas centrallagre (A4):
 Den gennemsnitlige afstand findes som et vægtet gennemsnit:

$$\text{FDB Viby: } 95 \text{ km} * \frac{364.165 \text{ liter}}{1.283.095,25 \text{ liter}} = 26,96 \text{ km}$$

$$\text{FDB Skalborg: } 110 \text{ km} * \frac{302.834,25 \text{ liter}}{1.283.095,25 \text{ liter}} = 25,96 \text{ km}$$

$$\text{FDB Albertslund: } 70 \text{ km} * \frac{478.743,50 \text{ liter}}{1.283.095,25 \text{ liter}} = 26,12 \text{ km}$$

$$\text{Irma Avedøre: } 80 \text{ km} * \frac{137.352,5 \text{ liter}}{1.283.095,25 \text{ liter}} = 8,56 \text{ km}$$

SUM: 87,6 km

B.4 Transportafstande ved distribution

Transportafstanden ved butiksdistribution kan ikke udregnes på samme måde som de foregående beregninger, da der med samme lastbil distribueres mange forskellige produkter/fødevarer. E. Mikkelsen, MD Foods (1995) vurderer, at mælkens andel af transporten svarer til ca. 200 km tur retur.

B.5 Samlet oversigt

Nedenstående tabel giver en samlet oversigt over transport ved distribution af mælk.

Nr jf. figur B.1	Transport	Mængde, der transporteres denne vej (i %)	Transportafstand
<i>Fremtransport</i>			
A1	Fra mejerier i nærheden af HD's terminaler til HD's terminaler	69,0 %	0 km
A2	Fra mejerier i afstand af HD's terminaler til HD's terminaler	4,9 %	120,9 km
A3	Fra mejerier til HD's terminal i Ishøj	8,4 %	61,6 km
A4	FDB's og Irmas centrallagre	17,7 %	87,6 km
<i>Distribution</i>			
B1 og B2	Fra HD's terminaler til butikker	82,3 %	200 km
B3	Fra FDB's og Irmas centrallagre til butikker	17,7 %	200 km

Ved vægtning af fremtransporten (A1, A2, A3 og A4) findes en gennemsnitlig transportafstand på 26,6 km.

Bilag C
Opgørelse:
Beregninger af ressourceforbrug,
emissioner og affald

Emballage	Fremst. af råmaterier		Fremst. af råmaterialer		Fremstilling af råmaterialer		Materialefremstilling	
	HDPE-granulat	Plastdunk	LDPE-granulat	Papkarton	Skovbrug	Papkarton	Karton (og etiketter)	Plastdunk
Masseballance	1 kg	2 liter	1 kg	1 liter 1 1/2 liter	1 kg	1 liter 1 1/2 liter	1 kg	2 liter
Emissioner til luft								
Støv/partikler	2	4,35	3	1,05	0,87		0,51	1,275
Kuldioxid (CO2)	1.880	4089	2.500	875	725		135	337,5
Kulmonoxid (CO)	0,6	1,305	0,9	0,315	0,261			332,55
Svovloxider (SOx)	6	13,05	9	3,15	2,61		0,59	1,475
Nitrogenoxider (NOx)	20	43,5	24	8,4	6,96		1,24	1,453367
Dinitrogenoxid (N2O)								3,1
Methan								3,054533
Kulbrinter (HC)	21	45,675	21	7,35	6,09			0,071095
Flygtige org. forb. (VOC)								0,14942
Flygtige org. f.-methan (NMV)								
Chlor (Cl)								
Hydrogenchlorid (HCl)	0,05	0,10875	0,07	0,0245	0,0203		0,01	0,025
Hydrogenfluorid (HF)	0,001	0,002175	0,005	0,00175	0,00145			0,024633
Svovlbrinte (H2S)								0,001205
Øvrige organiske stoffer	0,005	0,010875	0,001	0,00035	0,00029		0,026	0,065
Metaller	0,001	0,002175	0,005	0,00175	0,00145			0,064047
Emissioner til vand								
COD	0,2	0,435	1,5	0,525	0,435		33,3	83,25
BOD	0,1	0,2175	0,2	0,07	0,058		8,7	21,75
Syre som H+	0,1	0,2175	0,06	0,021	0,0174			21,431
Nitrat (NO3-)	0,01	0,02175	0,005	0,00175	0,00145			
Ammonium (NH4+)	0,01	0,02175	0,005	0,00175	0,00145			
Øvrigt N	0,005	0,010875	0,01	0,0035	0,0029		0,46	1,15
Total-P	0,001	0,002175	0,005	0,00175	0,00145		0,16	1,133133
AOX (Adsorb. halog)								0,4
Chlorid (Cl-)	0,8	1,74	0,13	0,0455	0,0377			0,394133
Opslem. partikler (SS)	0,2	0,435	0,5	0,175	0,145			0,01928
Opløste stoffer (DS)	0,52	1,131	0,32	0,112	0,0928			
Olie	0,03	0,06525	0,2	0,07	0,058			
Kulbrinter (HC)	0,15	0,32625	0,1	0,035	0,029			
Metaller	0,3	0,6525	0,25	0,0875	0,0725			

Emballage	Fremstilling af emballager			Fremstilling af emb			Tapning, butikker og forbrug			Forbrænding af karton		
	Papkartoner	Papkarton	1 liter 1 1/2 liter	1 kg	2,5	2,463	1 kg	1 liter 1 1/2 liter	Papkarton 1 liter 1 1/2 liter	1 kg	1 liter 1 1/2 liter	Plastdunk 2 liter
Masseballance												
Forbrug af energiresourcer - di												
El (Sverige)	MJ											
El (Danmark)	MJ	1,86	4,65	4,5818			3,5	7,6125	11,95	11,54	12,54	
Olie	MJ	1,85	4,625	4,557167								
Diesel	MJ											
Varme fra træ	MJ											
Energindhold	MJ											
Affaldsforbrænd	MJ											
Forbrug af energiresourcer - p												
Stenkul	g											
Råolie	g											
Naturgas	Nm3											
Uranmalm	g											
Opdæmet vand (vandkraft)	liter											
Biomasse	g											
Andet (uspecificeret energi)	MJ											
Forbrug af ressourcer og hjælpe												
Træ 85% TS	g											
Jern	g											
Aluminium (=4,81 kg bauxit)	g											
Ler	g											
Ferromangan (48% Mn)	g											
Calciumcarbonat (CaCO3)	g											
Calciumoxid (CaO)	g											
Svovl (S)	g											
Ilt (O2)	g											
Natriumhydroxid (NaOH)	g											
Natriumchlorid (NaCl)	g											
Natriumchlorat (NaClO3)	g											
Svovlsyre (H2SO4)	g											
Brintperoxid (H2O2)	g											
Farvestoffer (uspecificerede)	g											
Vand (overfladevand)	liter											
Vand (uspecificeret)	liter											

Emballage	Fremstilling af emballager		Fremstilling af emb		Tapning, butikker og forbrug		Forbrænding af karton	
	Papkartoner	Papkarton	Plastdunke og låg	Plastdunk	Papkarton	Plastdunk	Papkarton	Plastdunk
Massebalance	1 kg	1 liter 2,5	1 kg	2 liter 2,175	1 liter 1½ liter	2 liter	1 liter 1½ liter	2 liter
Emissioner til luft								
Støv/partikler	00						0,008	0,016 0,015765 0,000771
Kuldioxid (CO ₂)	00							
Kulmonoxid (CO)	00						0,9	1,8 1,7736 0,08676
Svovloxider (SO _x)	00						0,1	0,2 0,197067 0,00964
Nitrogenoxider (NO _x)	00						2,67	5,34 5,26168 0,257388
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	00							
Methan	00							
Kulbrinter (HC)	00							
Flygtige org. forb. (VOC)	00							
Flygtige org. f.-methan (NMV)	00							
Chlor (Cl)	00							
Hydrogenchlorid (HCl)	00							
Hydrogenfluorid (HF)	00							
Svovlbrinte (H ₂ S)	00							
Øvrige organiske stoffer	00							
Metaller	00						0,01	0,02 0,019707 0,000964
Emissioner til vand								
COD	00							
BOD	00							
Syre som H+	00							
Nitrat (NO ₃ -)	00							
Ammonium (NH ₄ +) Øvrigt N	00							
Total-P	00							
AOX (Adsorb. halog)	00							
Chlorid (Cl-)	00							
Opslem. partikler (SS)	00							
Opløste stoffer (DS)	00							
Olie	00							
Kulbrinter (HC)	00							
Metaller	00							

	Emballage	Fremstilling af emballager		Fremstilling af emb		Tapning, butikker og forbrug		Forbrænding af karton	
		Papkartoner	Papkarton	Plastdunke og låg	Plastdunk	Papkarton	Plastdunk	Papkarton	Plastdunk
	Masseballance	1 kg	1 liter 2,5	1 kg	2 liter 2,175	1 liter 1 1/2	2 liter	1 liter 1 1/2	2 liter
Fast affald									
Industrielt affald	g								
Mineralsk affald	g								
Slagge og aske	g								
Volumenaffald, plast	g								
Volumenaffald, papir/karton	g								
Volumenaffald, uspecificeret	g								
Radioaktivt affald	g								
Farligt affald	g								
Toksiske kemikalier	g								
Ikke-toksiske kemikalier	g								
Uspecificeret fast affald	g								

Emballage	Forbrænding af plast			Deponering af affald			Transport *1)		
	Papkarton 1 liter	Papkarton 1½ liter	Plastdunk 2 liter	Papkarton 1 liter	Papkarton 1½ liter	Plastdunk 2 liter	Papkarton 1 liter	Papkarton 1½ liter	Plastdunk 2 liter
Masseballance	1 kg	0,28	0,232	1,74			1 MJ	42,6	50,35
Emissioner til luft									
Støv/partikler	g						0,108608	4,603378	5,468207
Kuldioxid (CO2)	g	878,64	728,016	5460,12			78,08188	3326,288	3309,526
Kulmonoxid (CO)	g	3138					0,865257	36,85994	36,67419
Svovloxider (SOx)	g						0,144883	6,172012	6,14091
Nitrogenoxider (NOx)	g						1,125509	47,94668	47,70507
Dinitrogenoxid (N2O)	g	6,88	1,59616	11,9712			0,020317	0,865491	0,86113
Methan	g						0,008451		
Kulbrinter (HC)	g						0,06752	2,876365	2,86187
Flygtige org. forb. (VOC)	g						0,28155		
Flygtige org. f.-methan (NMV)	g						0,272588		
Chlor (Cl)	g						0,000116	0,004959	0,004934
Hydrogenchlorid (HCl)	g								0,005861
Hydrogenfluorid (HF)	g								
Svovlbrinte (H2S)	g								
Øvrige organiske stoffer	g								
Metaller	g						2,33E-5	0,000992	0,000987
Emissioner til vand									
COD	g						0,000233	0,009919	0,009869
BOD	g						0,001164	0,049591	0,049341
Syre som H+	g						6,98E-4	0,029755	0,029605
Nitrat (NO3-)	g						1,03E-4	0,004391	0,004369
Ammonium (NH4+)	g						3,05E-5	0,001297	0,001291
Øvrigt N	g						2,33E-5	0,000992	0,000987
Total-P	g								
AOX (Adsorb. halog)	g								
Chlorid (Cl-)	g						0,000233	0,009919	0,009869
Opslem. partikler (SS)	g						0,00014	0,005951	0,005921
Opløste stoffer (DS)	g								
Olie	g						0,000466	0,019837	0,019737
Kulbrinter (HC)	g						0,000116	0,004959	0,004934
Metaller	g								0,005861

	Brug og fremstilling af energi			Brug og fremstilling af energi			Brug og fremstilling af energi			Brug og fremst. af energi		
	Dansk elektricitet	Papkarton	Plastdunk	Svensk elektricitet	Papkarton	Plastdunk	Fuelolie (A)	Papkarton	Plastdunk	Fuelolie (B)	Papkarton	
Emballage	1 liter	1 1/2 liter	2 liter	1 liter	1 1/2 liter	2 liter	1 MJ	1 liter	2 liter	1 MJ	1 liter	
Masseballance	1 MJ	16,6	16,1218	1 MJ	17,75	17,48967	1 MJ	5,25	0,25305	1 MJ	4,625	4,557167
Fast affald												
Industrielt affald	g											
Mineralisk affald	g	7,027778	116,6611	0,22996	4,081792	0,196742	0,058208	0,30592	0,01473	0,058208	0,269212	0,265264
Slagge og aske	g											
Volumenaffald, plast	g											
Volumenaffald, papir/karton	g											
Volumenaffald, uspecifiseret	g	50,833333	843,8333	1,235193	21,92467	1,056769	0,0624	0,327599	0,01579	0,0624	0,288599	0,284366
Radioaktivt affald	g			0,000563	0,009988	0,000481						
Farligt affald	g			0,000609	0,01081	0,000521						
Tokske kemikalier	g											
Ikke-tokske kemikalier	g											
Uspecifiseret fast affald	g											

Emballage	Total	Sparede påvirkninger (forbrænd.)			
		Papkarton		Plastdunk	
		1 liter	1½ liter	1 liter	2 liter
Massebalance					
Emissioner til luft					
Støv/partikler	g	9,160502	8,877141	12,37115	-3,91647
Kuldioxid (CO ₂)	g	9871,126	9423,547	18649,96	-8106,38
Kulmonoxid (CO)	g	41,88013	41,56218	45,84225	-1,24374
Svovloxider (SO _x)	g	34,72837	33,48275	46,44692	-40,8407
Stickstoxider (NO _x)	g	81,9397	79,38643	129,2813	-26,2862
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	g	1,162365	1,149607	1,37051	-0,54689
Methan	g	0,115804	0,112867	0,107719	-0,1676
Kulbrinter (HC)	g	44,46423	42,22529	88,82317	-62,54
Flygtige org. forb. (VOC)	g	0,09811	0,096659	0,003506	-0,00159
Flygtige org. f.-methan (NMV)	g	0,137599	0,134211	0,119521	-0,18524
Chlor (Cl)	g	0,025	0,024633	0,001205	-0,00088
Hydrogenchlorid (HCl)	g	0,051128	0,046578	0,116167	-0,00051
Hydrogenfluorid (HF)	g	0,00175	0,00145	0,002175	-0,00048
Svovlbrinte (H ₂ S)	g	0,065	0,064047	0,003133	-0,00035
Øvrige organiske stoffer	g	0,00035	0,00029	0,010875	-0,00031
Metaller	g	0,002972	0,002663	0,003353	-8,5E-05
Emissioner til vand					
COD	g	83,79102	82,47983	4,463915	-0,00408
BOD	g	21,88133	21,5499	1,324982	-0,00019
Syre som H ⁺	g	0,061414	0,05746	0,257003	-0,00378
Nitrat (NO ₃ -)	g	0,01707	0,016585	0,027633	-0,00018
Ammonium (NH ₄ ⁺)	g	0,009025	0,00863	0,023617	-4,9E-05
Øvrigt N	g	1,15477	1,137294	0,067528	-4,1E-05
Total-P	g	0,00175	0,00145	0,002175	-3,8E-05
AOX (Adsorb. halog)	g	0,4	0,394133	0,01928	-0,00041
Chlorid (Cl ⁻)	g	0,058321	0,050423	1,752241	-0,00038
Opslem. partikler (SS)	g	0,184937	0,154812	0,445151	-0,00281
Opløste stoffer (DS)	g	0,112	0,0928	1,131	-0,00224
Olie	g	0,072029	0,05997	0,067713	-0,00212
Kulbrinter (HC)	g	0,060683	0,054483	0,351056	-0,00112
Metaller	g	0,094145	0,079089	0,658953	-0,00051

	Emballage	Total			Sparede påvirkninger (forbrænd.)		
		Papkarton 1 liter	1½ liter	Plastdunk 2 liter	Dansk elektricitet 1 MJ	Papkarton 1 liter 1½ liter	Plastdunk 2 liter
Massebalance							
Fast affald							
Industrielt affald	g	1,225	1,015	6,525			
Mineralsk affald	g	9,1	7,54	39,15			
Slagge og aske	g	126,9473	122,9659	155,6444	7,027778	-129,075	-223,168
Volumenaffald, plast	g	70	58	435			
Volumenaffald, papir/karton	g	500	492,6667	24,1			
Volumenaffald, uspecificeret	g	869,0324	844,3799	1028,633	50,83333	-933,625	-1614,22
Radioaktivt affald	g	0,009988	0,009841	0,000481			
Farligt affald	g	0,01081	0,010651	0,000521			
Toksiske kemikalier	g	0,035	0,029	0,087			
Ikke-toksiske kemikalier	g	0,28	0,232	13,05			
Uspecificeret fast affald	g	78,5	77,34867	3,7837			

Bilag D
Vurdering af
ressourceforbrug og miljøeffekter
(beregninger)

D.1 Opgørelse af ressourceforbrug, emissioner og affald

RESSOURCER OG HJÆLPESTOFFER		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Forbrug af energiresourcer - primær energi							
Råolie	g	1644,279196	-69,89436372	1580,770569	-65,88259736	3139,280531	-120,8460092
Naturgas	Nm3	0,566009323	-0,073692346	0,494086333	-0,069462584	2,441194647	-0,127412647
Stenkul	g	1531,217682	-1601,958181	1482,232372	-1510,009681	1926,854678	-2769,754854
Uranmalm	g	0,074484298		0,073392119		0,003620363	
Opdæmmet vand (vandkraft)	liter	1389,265266	-2,703941814	1365,310799	-2,548742135	170,1873078	-4,675063339
Biomasse	g	52,3575655	-39,99793635	51,58965457	-37,70215215	2,523634657	-69,15566189
Andet (uspecificeret energi)	MI	0,0735		0,0609		0,02175	
Forbrug af ressourcer og hjælpestoffer							
Træ 85% TS	g	5250		5173,000003		253,05	
Jern	g	0,158687979	-0,003061128	0,146012515	-0,002885427	0,737874594	-0,005292631
Aluminium (=4,81 kg bauxi)	g	0,129236706	-0,009693382	0,124558978	-0,009137005	0,195337205	-0,016759671
Ler	g	0,007		0,0058		0,0435	
Ferromangan (48% Mn)	g	0,00035		0,00029		0,002175	
Calciumcarbonat (CaCO3)	g	0,230249711	-0,005611964	0,219907861	-0,005289851	0,606176096	-0,009702977
Calciumoxid (CaO)	g	35,5		34,97933335		1,7111	
Svovl (S)	g	40,75		40,15233335		1,96415	
Ilt (O2)	g	43,25		42,61566669		2,08465	
Natriumhydroxid (NaOH)	g	139,25		137,2076667		6,71185	
Natriumchlorid (NaCl)	g	2,8		2,320000001		8,7	
Natriumchlorat (NaClO3)	g	71,25		70,20500004		3,43425	
Svovlsyre (H2SO4)	g	54,5		53,70066669		2,6269	
Brintperoxid (H2O2)	g	6,5		6,40466667		0,3133	
Vand (overfladevand)	liter	3,05443E-05		3,0335E-05		2,94535E-05	
Vand (uspecificeret)	liter	180,4503335	-10,20355555	176,3585266	-9,617896291	39,94169127	-17,64175109

Tabel D.1. Opgørelse af forbrug af ressourcer og hjælpestoffer for emballager til 100 liter mælk

EMISSIONER		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Emissioner til luft							
Støv/partikler	g	9,160502046	-2,265188721	8,877141259	-2,135172402	12,37115499	-3,916467688
Kuldioxid (CO2)	g	9871,126154	-4688,533776	9423,547469	-4419,423349	18649,96122	-8106,384633
Kulmonoxid (CO)	g	41,88012656	-0,719350667	41,5621816	-0,67806169	45,84224914	-1,243743454
Svovloxider (SOx)	g	34,7283741	-23,62123109	33,48275278	-22,26542992	46,44691606	-40,84065379
Nitrogenoxider (NOx)	g	81,93969668	-15,20329778	79,38643007	-14,33066549	129,2812612	-26,28620916
Dinitrogenoxid (N2O)	g	1,162365088	-0,316310218	1,149606993	-0,298154781	1,37050957	-0,546894277
Methan	g	0,115804022	-0,096933778	0,112866693	-0,091370015	0,107719315	-0,167596636
Kulbrinter (HC)	g	44,46423299	-36,17160363	42,22528899	-34,09544162	88,82317485	-62,54000628
Flygtige org. forb. (VOC)	g	0,098109555	-0,00091832	0,096658878	-0,000865611	0,003506121	-0,001587758
Flygtige org. f.-methan (NM)	g	0,137598668	-0,107137327	0,134211277	-0,100987905	0,119521133	-0,185238376
Chlor (Cl)	g	0,025		0,024633333		0,001205	
Hydrogenchlorid (HCl)	g	0,051127554	-0,000510178	0,046578236	-0,000480895	0,116166586	-0,000882087
Hydrogenfluorid (HF)	g	0,00175		0,00145		0,002175	
Svovlbrinte (H2S)	g	0,065		0,064046667		0,003133	
Øvrige organiske stoffer	g	0,00035		0,00029		0,010875	
Metaller	g	0,002971776		0,002663406		0,003353144	
Emissioner til vand							
COD	g	83,79102297	-0,004081381	82,47983134	-0,00384712	4,463915337	-0,00705663
BOD	g	21,88132952	-0,000204071	21,54990486	-0,000192358	1,324981655	-0,000352835
Syre som H+	g	0,061414198	-0,003775214	0,057459677	-0,003558525	0,25700314	-0,006527271
Nitrat (NO3-)	g	0,017069643	-0,00018067	0,016584918	-0,0001703	0,027633494	-0,000312375
Ammonium (NH4+)	g	0,009024852	-4,92954E-05	0,008630016	-4,6466E-05	0,023616732	-8,52308E-05
Øvrigt N	g	1,154770499	-4,08142E-05	1,137294226	-3,84716E-05	0,067528498	-7,0567E-05
Total-P	g	0,00175		0,00145		0,002175	
AOX (Adsorb. halog)	g	0,4		0,394133334		0,01928	
Chlorid (Cl-)	g	0,058320851	-0,000408142	0,050423087	-0,000384716	1,752240562	-0,00070567
Opslem. partikler (SS)	g	0,18493677	-0,002805982	0,154812463	-0,002644925	0,445151077	-0,004851489
Opløste stoffer (DS)	g	0,112		0,0928		1,131	
Olie	g	0,072028852	-0,002244741	0,059970406	-0,002115899	0,067713039	-0,003881115
Kulbrinter (HC)	g	0,060682691	-0,001122391	0,054482649	-0,001057969	0,351055639	-0,001940593
Metaller	g	0,094145305	-0,000510178	0,07908906	-0,000480895	0,658953441	-0,000882088

Tabel D.2. Opgørelse af emissioner for emballager til 100 liter mælk

AFFALD		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Fast affald							
Industrielt affald	g	1,225		1,015000001		6,525	
Mineralsk affald	g	9,1		7,540000004		39,15	
Slagge og aske	g	126,9473338	-129,0749778	122,9658586	-121,6663882	155,6443913	-223,1681515
Volumenaffald, plast	g	70		58,00000029		435	
Volumenaffald, papir/karton	g	500		492,6666691		24,1	
Volumenaffald, uspecificeret	g	869,0323567	-933,6253327	844,3798627	-880,037511	1028,632941	-1614,220226
Radioaktivt affald	g	0,009987819		0,009841331		0,000481413	
Farligt affald	g	0,01080975		0,010651207		0,00052103	
Toksiske kemikalier	g	0,035		0,029		0,087	
Ikke-toksiske kemikalier	g	0,28		0,232		13,05	
Uspecificeret fast affald	g	78,5		77,34866671		3,7837	

Tabel D.3. Opgørelse af affald for emballager til 100 liter mælk

D.2 Ressourceforbrug

OPGØRELSE		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Råolie	kg	1,64	-0,07	1,58	-0,07	3,14	-0,12
Naturgas	Nm3	0,57	-0,07	0,49	-0,07	2,44	-0,13
Stenkul	kg	1,53	-1,60	1,48	-1,51	1,93	-2,77
Træ	kg	5,25		5,17		0,25	
Jern	kg	1,59E-4	-3,06E-6	1,46E-4	-2,89E-6	7,38E-4	-5,29E-6
Aluminium	kg	1,3E-4	-9,7E-6	1,2E-4	-9,1E-6	2,0E-4	-1,7E-5

Tabel D.4. Opgørelse af udvalgte ressourceforbrug.

NORMALISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Faktor kg per mPE90	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Råolie	0,592	2,78	-0,12	2,67	-0,11	5,30	-0,20
Naturgas	0,382	1,48	-0,19	1,29	-0,18	6,40	-0,33
Stenkul	0,574	2,67	-2,79	2,58	-2,63	3,36	-4,82
Træ	0,323	16,25		16,02		0,78	
Jern	0,103	1,54E-3	-2,98E-5	1,42E-3	-2,81E-5	7,17E-3	-5,15E-5
Aluminium	0,0034	3,8E-2	-2,9E-3	3,7E-2	-2,7E-3	5,8E-2	-5,0E-3

Tabel D.5. Normaliserede ressourceforbrug i milli person-ækvivalenter.

VÆGTNING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Vægtningsfaktor	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Råolie	0,023	0,064	-0,002715806	0,061	-0,002559925	0,122	-0,004695576
Naturgas	0,016	0,024	-0,003089598	0,021	-0,002912263	0,102	-0,005341856
Stenkul	0,006	0,016	-0,016741394	0,015	-0,015780478	0,020	-0,028945547
Træ	0,003	0,049		0,048		0,002	
Jern	0,0085	1,3E-5	-2,5E-7	1,2E-5	-2,4E-7	6,1E-5	-4,4E-7
Aluminium	0,005	1,9E-4	-1,4E-5	1,8E-4	-1,4E-5	2,9E-4	-2,5E-5

Tabel D.6. Vægtede ressourceforbrug i vægtede milli person-ækvivalenter.

D.3 Drivhuseffekt

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Kuldioxid, CO2	gram	9871,1	-4688,5	9423,5	-4419,4	18650,0	-8106,4
Kulmonoxid CO	gram	41,9	-0,7	41,6	-0,7	45,8	-1,2
Dinitrogenoxid, N2O	gram	1,16	-0,32	1,15	-0,30	1,37	-0,55
Methan, CH4	gram	0,12	-0,10	0,11	-0,09	0,11	-0,17

Tabel D.7. Opgørelse af emissioner, der bidrager til drivhuseffekten.

KARAKTERISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Faktor	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Carbondioxid	1	9871,1	-4688,5	9423,5	-4419,4	18650,0	-8106,4
Carbonmonoxid (CO)	2	83,8	-1,4	83,1	-1,4	91,7	-2,5
Dinitrogenoxid (N2O)	320	372,0	-101,2	367,9	-95,4	438,6	-175,0
Methan	25	2,9	-2,4	2,8	-2,3	2,7	-4,2
TOTAL:		10329,7	-4793,6	9877,4	-4518,5	19182,9	-8288,1

Tabel D.8. Karakterisering - omregning af emissioner til CO2-bidrag.

D.4 Forsuring

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
Enhed		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Nitrogenoxider, NOx	gram	81,9	-15,2	79,4	-14,3	129,3	-26,3
Saltsyre, HCl	gram	0,0511	-0,0005	0,0466	-0,0005	0,1162	-0,0009
Svovldioxid, SO2	gram	34,7	-23,6	33,5	-22,3	46,4	-40,8
Svovlbrinte, H2S	gram	0,065		0,064046667		0,003133	
EMISSIONER TIL VAND							
Syre som H+	gram	0,0614	-0,0038	0,0575	-0,0036	0,2570	-0,0065
Ammonium	gram	0,0090	-0,00005	0,0086	-0,00005	0,0236	-0,0001

Tabel D.9. Opgørelse af emissioner, der bidrager til forsurening.

KARAKTERISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
Faktor		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Nitrogenoxider, NOx	0,7	57,4	-10,6	55,6	-10,0	90,5	-18,4
Saltsyre, HCl	0,88	0,045	-4,5E-4	0,041	-4,2E-4	0,102	-7,8E-4
Svovldioxid, SO2	1	34,7	-23,6	33,5	-22,3	46,4	-40,8
Svovlbrinte, H2S	1,88	0,122		0,120		0,006	
EMISSIONER TIL VAND							
Syre som H+	32,03	1,967	-0,121	1,840	-0,114	8,232	-0,209
Ammonium	1,88	0,017	-9,3E-5	0,016	-8,7E-5	0,044	-1,6E-4
TOTAL		94,2	-34,4	91,1	-32,4	145,3	-59,5

Tabel D.10. Karakterisering - omregning af emissioner til SO2-bidrag.

D.5 Næringssaltsbelastning

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
Enhed		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Dinitrogenoxid, N2O	gram	1,16	-0,32	1,15	-0,30	1,37	-0,55
Nitrogenoxider, NOx	gram	81,94	-15,20	79,39	-14,33	129,28	-26,29
EMISSIONER TIL VAND							
Ammonium	gram	9,0E-3	-4,9E-5	8,6E-3	-4,6E-5	2,4E-2	-8,5E-5
Phosphat	gram	1,8E-3		1,5E-3		2,2E-3	
Nitrat	gram	1,7E-2	-1,8E-4	1,7E-2	-1,7E-4	2,8E-2	-3,1E-4
Nitrogen, total (øvrige)	gram	1,15	-4,08142E-05	1,14	-3,84716E-05	0,07	-7,1E-5

Tabel D.11. Opgørelse af emissioner, der bidrager til næringssaltsbelastning.

KARAKTERISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
Faktor		Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Dinitrogenoxid, N2O	2,82	3,3	-0,9	3,2	-0,8	3,9	-1,5
Nitrogenoxider, NOx	1,35	110,6	-20,5	107,2	-19,3	174,5	-35,5
EMISSIONER TIL VAND							
Ammonium	4,43	4,0E-2	-2,2E-4	3,8E-2	-2,1E-4	1,0E-1	-3,8E-4
Phosphat	10,45	1,8E-2		1,5E-2		2,3E-2	
Nitrat	1	1,7E-2	-1,8E-4	1,7E-2	-1,7E-4	2,8E-2	-3,1E-4
Nitrogen, total (øvrige)	4,43	5,1	-1,8E-4	5,0	-1,7E-4	0,3	-3,1E-4
TOTAL		119,1	-21,4	115,5	-20,2	178,8	-37,0

Tabel D.12. Karakterisering - omregning af emissioner til NO3-bidrag.

D.6 Fotokemisk ozon "smog"

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Kulmonoxid (CO)	gram	41,9	-0,7	41,6	-0,7	45,8	-1,2
Methan	gram	0,12	-0,10	0,11	-0,09	0,11	-0,17
Kulbrinter (HC)	gram	44,46	-36,17	42,23	-34,10	38,82	-62,54
Flygtige org. forb. (VOC)	gram	0,10		0,10		0,00	0,00
Flygtige org. f.-methan (NM)	gram	0,14	-0,11	0,13	-0,10	0,12	-0,19

Tabel D.13. Opgørelse af emissioner, der bidrager til dannelse af fotokemisk ozon.

KARAKTERISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Faktor	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Kulmonoxid (CO)	0,04	1,675	-0,029	1,662	-0,027	1,834	-0,050
Methan	0,007	0,001	-0,001	0,001	-0,001	0,001	-0,001
Kulbrinter (HC)	0,42	18,7	-15,2	17,7	-14,3	37,3	-26,3
Flygtige org. forb. (VOC)	0,42	0,041	-0,00039	0,041	-0,00036	0,001	-0,001
Flygtige org. f.-methan (NM)	0,42	0,06	-0,04	0,06	-0,04	0,05	-0,08
TOTAL		20,4	-15,3	19,5	-14,4	39,2	-26,4

Tabel D.14. Karakterisering - omregning af emissioner til C₂H₄-bidrag.

D.7 Humantoksicitet via luft

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Kulmonoxid (CO)	gram	41,9	-0,7	41,6	-0,7	45,8	-1,2
Svovloxider (SO _x)	gram	34,73	-23,62	33,48	-22,27	46,45	-40,84
Nitrogenoxider (NO _x)	gram	81,94	-15,20	79,39	-14,33	129,28	-26,29
Dinitrogenoxid (N ₂ O)		1,16	-0,32	1,15	-0,30	1,37	-0,55
Chlor (Cl)	gram	0,03		0,02		0,001	
Svovlbrinte (H ₂ S)	gram	0,07		0,06		0,003	

Tabel D.13. Opgørelse af emissioner, der bidrager til dannelse af fotokemisk ozon.

KARAKTERISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Faktor	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
EMISSIONER TIL LUFT							
Kulmonoxid (CO)	100	4188	-72	4156	-68	4584	-124
Svovloxider (SO _x)	1282	44522	-30282	42925	-28544	59545	-52358
Nitrogenoxider (NO _x)	80000	6555176	-1216264	6350914	-1146453	10342501	-2102897
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	2000	2325	-633	2299	-596	2741	-1094
Chlor (Cl)	34483	862		849		42	
Svovlbrinte (H ₂ S)	1E+07	721500		710918		34776	
TOTAL		7328572	-1247251	7112062	-1175662	10444189	-2156473

Tabel D.14. Karakterisering - omregning af emissioner til C₂H₄-bidrag.

D.8 Normalisering af miljøeffekter

OPSAMLING PÅ KARAKTERISEREDE EFFEKTE		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Drivhuseffekt	g CO ₂	10329,7	-4793,6	9877,4	-4518,5	19182,9	-8288,1
Forsuring	g SO ₂	94,2	-34,4	91,1	-32,4	145,3	-59,5
Næringssaltsbelastning	g NO ₃	119,1	-21,4	115,5	-20,2	178,8	-37,0
Fotokemisk ozon, "smog"	g C ₂ H ₄	20,4	-15,3	19,5	-14,4	39,2	-26,4
Humantoksicitet via luft	m ³ luft	7328572	-1247251	7112062	-1175662	10444189	-2156473

Tabel D.15. Opsamling på karakterisering for alle effekter.

NORMALISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Normaliseringsfaktor	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Drivhuseffekt	1,1E-4	1,148	-0,533	1,097	-0,502	2,131	-0,921
Forsuring	0,0072	0,683	-0,249	0,660	-0,235	1,053	-0,431
Næringssaltsbelastning	0,0039	0,469	-0,084	0,455	-0,079	0,704	-0,146
Fotokemisk ozon, "smog"	0,0534	1,092	-0,815	1,041	-0,768	2,093	-1,410
Humantoksicitet via luft	3E-08	0,253	-0,043	0,245	-0,041	0,360	-0,074

Tabel D.16. Normaliserede potentielle effekter i milli-person ækvivalenter

D.9 Affald

KLASSIFISERING - fra opgørelsen		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Enhed	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Volumenaffald, total	gram	1528	-934	1481	-880	1550	-1614
Volumenaffald, plast	gram	70		58,00		435,00	
Volumenaffald, papir/karton	gram	500		492,67		24,10	
Volumenaffald, uspecificeret	gram	869	-934	844	-880	1029	-1614
Industrielt affald	gram	1,2		1,0		6,5	
Mineralsk affald	gram	9,1		7,54		39,15	
Ikke-toksiske kemikalier	gram	0,28		0,23		13,05	
Uspecificeret fast affald	gram	78,5		77,3		3,8	
Slagge og aske	gram	126,9	-129,1	123,0	-121,7	155,6	-223,2
Farligt affald, total	gram	0,05		0,04		0,09	
Farligt affald	gram	0,01		0,01		0,00	
Toksiske kemikalier	gram	0,035		0,03		0,09	
Radioaktivt affald	gram	0,01		0,01		0,0005	

Tabel D.15. Klassificering af affald.

NORMALISERING		Papkarton 1 liter		Papkarton 1½ liter		Plastdunk 2 liter	
	Faktor kg per mPE90	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.	Total	Forbrænd.
Volumenaffald	1349,5	1,13	-0,69	1,10	-0,65	1,15	-1,20
Slagge og aske	350	0,36	-0,37	0,35	-0,35	0,44	-0,64
Farligt affald	20,7	0,0022		0,0019		0,0042	
Radioaktivt affald	0,035	0,29		0,28		0,01	

Tabel D.16. Normalisering af affald.

Registreringsblad

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen
Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, nr. 345

Udgivelsesår: 1996

Titel:

Miljømæssig screening af emballager til mælk

Undertitel:

Forfatter(e):

Wesnæs, Marianne Suhr

Udførende institution(er):

Miljøstyrelsen. Rådet vedr. genanvendelse og mindre forurenende teknologi (spons.); Institut for Produktudvikling

Resumé:

Rapporten indeholder en miljøvurdering af de emballager, der findes til mælk i dag, nemlig 1- og 1½-liters papkartoner med gavltop samt 2-liters dunke af plast. Miljøvurderingen er udført på screeningsniveau efter livscyklusprincipper.

Emballagesystemerne vurderes ud fra ressourceforbrug og miljøeffekterne: Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse ("smog"), humantoksicitet via luft samt 4 affaldskategorier.

Emneord:

emballage; plast; papkarton; mælk; livscyklusvurdering

ISBN: 87-7810-674-5

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. moms): 105 kr.

Format: A4

Sideantal: 143

Md./år for redaktionens afslutning: august 1996

Oplag: 700

Andre oplysninger:

Tryk: Stougaard Jensen/Scantryk A/S, København

Kan købes hos:

Miljøbutikken, tlf. 33923792 - telefax 33927690

Trykt på 100% genbrugspapir Cyclus Print

Miljøprojekt

Nr.

- 269 : Miljøbelastning fra affaldsbehandlingsanlæg
- 270 : Genetisk modificerede herbicidresistente planter
- 271 : Rengøringsfunktionen på sygehuse
- 272 : Kliniske engangsartiklers miljøbelastning
- 273 : Røntgenfunktionens miljøbelastning
- 274 : Miljøfarlige kemikalier på sygehuslaboratorier
- 275 : Ånære arealers samspil med vandløb
- 276 : Demonstrationsejendomme for bedre ydnyttelse af husdyrgødning
- 277 : Genetically modified animals
- 278 : Miljøfremmede stoffer i renseanlæg
- 279 : Renere teknologi i Grenås industri
- 280 : Bortskaffelse af elektronikprodukter
- 281 : Miljøprioritering af industriprodukter
- 282 : Neurotoxicology
- 283 : Ammoniakfordampning fra landbruget
- 284 : Indsatsområder for renere teknologi i den grafiske branche
- 285 : Traffic PAH and Other Mutagens in Air in Denmark
- 286 : TIC-nettets indsats for renere teknologi i mindre virksomheder
- 287 : Miljøvurdering af EVOH og EVA
- 288 : Miljøvurdering af LLDPE
- 289 : Electronics and the Environment
- 290 : Male Reproductive Health and Environmental Chemicals with Estrogenic Effects
- 291 : Introduktion til miljøvurdering af elektronikprodukter
- 292 : Mandlig reproduktion og kemiske stoffer med østrogenlignende effekter
- 293 : Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold
- 294 : Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb
- 295 : Renere teknologi i det kommunale miljøarbejde
- 296 : Projekt Planteværnsgrupper 1991-92
- 297 : Landbrugspolitik og miljøregulering - 1. delrapport
- 298 : Guidance Document for Risk Assessment of Industrial Waste Water
- 299 : Kunstig infiltration af overfladevand
- 300 : Polyurethane Foam without Ozone Depleting Substances
- 301 : Going towards Natural Refrigerants
- 302 : Ozonlagsnedbrydende stoffer og HFC - forbrug i 1994
- 303 : Udnyttelse af sekundavand i hovedstadsregionen
- 304 : Brancheanalyse beton - renere teknologi ved betonfremstilling
- 305 : Renere teknologi i renseribranchen
- 306 : Environmental Exposure Assessment of Chemicals
- 307 : Evaluation of the SimpleBox Model for Danish Conditions
- 308 : Fate Model for Organic Chemicals in Sewage Treatment Plants
- 309 : Implementation of Model for Atmospheric Transport of Chemicals
- 310 : Modelling of Leaching of Pesticides - PESTLA and MACRO
- 311 : Surface Water Model for Pesticides - SLOOTBOX

Nr.

- 312 : Going towards Natural Fire Extinguishants
- 313 : Environmental Aspects of PVC
- 314 : Bathing Water - Microbiological Control
- 315 : Kvælstofbalance og -tab ved udendørs sohold
- 316 : Bacillus thuringiensis
- 317 : Oversigt over renere teknologi i fiskeindustrien
- 318 : Massestrømsanalyse for nikkel
- 319 : Retningslinier for udvikling af bæredygtig elektronik
- 320 : Massestrømsanalyse for phthalater
- 321 : Landbrugspolitik og miljøregulering - 2. delrapport
- 322 : Impact of Regulation on the Development of Biotechnology
- 323 : Massestrømsanalyse for kobber
- 324 : Genoverførsel mellem bakterier
- 325 : Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam
- 326 : Miljøstyret bygningsdrift i boligselskaber
- 327 : Massestrømsanalyse for bly
- 328 : Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål
- 329 : Arsenudsivning fra træ behandlet med træbeskyttelsesmidler
- 330 : Chlorerede opløsningsmidler i den mættede zone
- 331 : Integration af renere teknologi i miljøsagsbehandlingen
- 332 : Værktøj til evaluering af virksomheders miljøpræstation
- 333 : Erfaringer fra formidlingsprojektet "Entreprenørens Miljøguide"
- 334 : Status for produktion og disponering af restprodukter og jord
- 335 : Multigeneration Growth Inhibition Test on the Ciliate Tetrahymena
- 336 : Methods for Screening Anaerobic Biodegradability and Toxicity of Organic Chemicals
- 337 : Activated Sludge Biodegradability Simulation Test
- 338 : Miljøvenlige komfurer og ovne
- 339 : VOC-reduktion i grafisk industri
- 340 : Test af glasindsamling med farveseparering
- 341 : Miljøeffekter og ressourceforbrug for 3 grafiske produkter i et livscyklusperspektiv
- 342 : Ozonlagsnedbrydende stoffer og visse drivhusgasser
- 343 : Affaldsstruktur i 6 EU-lande
- 344 : Massestrømsanalyse for kviksølv
- 345 : Miljømæssig screening af emballager til mælk

Miljømæssig screening af emballager til mælk

Rapporten indeholder en miljøvurdering af de emballager, der findes til mælk i dag, nemlig 1- og 1½-liters papkartoner med gavltop samt 2-liters dunke af plast. Miljøvurderingen er udført på screeningsniveau efter livscyklusprincipper. Emballagesystemerne vurderes ud fra ressourceforbrug og miljøeffekterne: Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse ("smog"), humantoksicitet via luft samt 4 affaldskategorier.

Pris kr. 105,- inkl. 25% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-7810-674-5

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**
Strandgade 29 · 1401 København K · Telefon 32 66 01 00