

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen

Nr. 21 1996

**Miljøvurdering af
emballage til
øl og læskedrikke**

**Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen
Nr. 21 1996**

**Miljøvurdering af emballager
til øl og læskedrikke**

Marianne Suhr Wesnæs
Instituttet for Produktudvikling

BILAG

- A. Ressourcer - beregninger og resultater Bilag A, side 1**
- B. Effekter - beregninger og resultater Bilag B, side 1**
- C. Affald - beregninger og resultater Bilag C, side 1**
- D. Resultater fra opgørelsen - oversigt Bilag D, side 1**
- E. Substitution af el-scenarier i miljøvurdering af emballager til øl og læskedrikke.....Bilag E, side 1**

1. Introduktion

1.1 Formål og resultat

Formål

Formålet med dette notat er at udbygge den eksisterende miljømæssige kortlægning af emballager til øl og læskedrikke med en miljøvurdering, det vil sige omregning af emissioner til potentielle miljøeffekter og en vurdering af ressourceforbrugene.

Formålet med at gennemføre en miljøvurdering er bedre at kunne vurdere emballagesystemernes mulige effekter i miljøet og dermed at kunne udpege de miljømæssige fordele og ulemper ved de forskellige emballager.

Til gennemførelse af miljøvurderingen anvendes miljøvurderingsmetoden fra UMIP (Udvikling af Miljøvenlige Industriprodukter), der er udviklet af Institutet for Produktudvikling for Miljøstyrelsen i 1992-96.

Resultat

Resultatet er et notat til Miljøstyrelsen, der omfatter alle de kortlagte emballagesystemer. Notatet indeholder:

- En vurdering af ressourceforbrug.
- En vurdering af potentielle miljøeffekter (herunder affald som indikator for de miljøeffekter, affaldsdeponering kan medføre).

De beregnede miljøeffekter skal ikke fortolkes som den endelige sandhed, men kan anvendes som en indikator for forholdene. Miljøvurderingen kan ikke stå alene som bevis for noget - dels på grund af usikkerheder og dels fordi datagrundlaget afhænger af mange faktorer - nogle gange bruges en leverandør, næste dag en anden, og to anlæg giver ikke samme emissioner for samme produktion.

Notatet indeholder et kortfattet sammendrag i stikordsform, der indeholder:

- hvilke systemer, der bidrager mest til hvilke effekter,
- en udpegning af, om der nogle systemer der skiller sig ud fra de andre, og
- en overordnet slutning ud fra resultaterne.

Resultaterne diskuteres i forhold til anslåede usikkerheder.

Målgruppe

Projektet har Miljøstyrelsen som målgruppe.

1.2 Baggrund

“Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke” startede med en indledende litteraturundersøgelse og screening i efteråret 1992.

Projektet har været udført i flere trin: først en kortlægning af emballager til øl, derefter en kvalitetsvurdering af denne, hvorefter en kortlægning af emballager til læskedrikke fulgte sammen med en opfølgning på kvalitetsvurderingen.

Der ligger nu en kortlægning for emballagesystemerne:

- Genpåfyldelige glasflasker (grønt glas, 33 cl til øl, klart glas, 25 cl til læskedrikke)
- Engangsflasker af glas (grønt glas, 33 cl til øl, klart glas, 33 cl til læskedrikke)
- Aluminiumsdåser (33 cl og 50 cl)
- Ståldåser (33 cl og 50 cl)
- Genpåfyldelige flasker af PET (50 cl og 150 cl)
- Engangsflasker af PET (50 cl og 150 cl)

Kortlægningen består af en opgørelse af:

- Forbrug af ressourcer (og evt fremkomne materialer)
- Forbrug af energi (anvendes ved beregning af potentielle bidrag til miljøbelastninger fra energifremstillingen)
- Emissioner til luft
- Emissioner til vand
- Produceret affald

fra processer, transport og energifremstilling

Da den miljømæssige undersøgelse af emballager til øl og læskedrikke startede i 1992 var det almindeligt at udføre miljømæssige undersøgelser som kortlægninger, - metoderne til at omregne emissioner til miljøeffekter var stadig i udviklingsstadiet. Resultaterne af kortlægningerne blev diskuteret kvalitativt ud fra mængder af emissioner og affald, og det var svært at give nogen endelige konklusioner, da man ikke kunne vægte, om én emission var mere kritisk end en anden.

I løbet af de tre år, der er gået, er metoderne til at udregne og vurdere miljøeffekter udviklet meget - både internationalt og i Danmark med UMIP-projektet. UMIP-metoden ligger på et højt niveau internationalt, og kortlægningen af emballager til øl og læskedrikke er derfor omsat til potentielle miljøeffekter ved brug af denne metode.

1.3 Projektets gennemførelse

Projektet er udført af Institutet for Produktudvikling, Livscykluscenteret, med Marianne Suhr Wesnæs som projektleder. Bilag E er udarbejdet af Hanne Erichsen og Nina Caspersen. Projektet er gennemført med fuldt tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Kvalitetskontrol

Michael Hauschild fra Institutet for Produktudvikling har kvalitetssikret brugen af UMIP-metoden.

2. Resumé

Emballager for øl- og læskedrikke er opgjort for forskellige mængder. Derfor kan de absolutte værdier ikke sammenlignes. En sammenligning af de relative tendenser er derimod mulig, og da tendenserne er de samme, er dette gjort her. Resuméet indeholder desuden en vurdering af effekten af anvendelse af et europæisk gennemsnitsscenario for el-produktion i stedet for stedspecifikke el-scenarier. En uddybende beskrivelse af anvendelsen af et gennemsnits-scenario findes i bilag E.

Usikkerhed

Bidraget fra en effekt skal være mindst 2-3 gange højere for én emballage i forhold til en anden emballage, for at der kan siges at være nogen reel forskel. Det skyldes, usikkerhederne på datagrundlaget og beregningsfaktorerne.

Ressourcer-fossile

PET-engangsflasker har et stort forbrug af råolie, og engangsglasflasker har et signifikant forbrug af naturgas i forhold til de øvrige emballagetyper. Denne tendens er uafhængig af udskiftningen af el-scenarierne.

Metaller

Ståldåserne er mest belastende, da de bruger både jern, aluminium og tin. For aluminiumdåser ligger forbruget af aluminium på samme niveau som for ståldåser.

Miljøeffekter

Generelt kan det siges, at de største bidrag fås for engangsflasker af PET og glas samt ståldåser, mens de mindste bidrag er for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt for aluminiumdåser. Udskiftningen af el-scenarierne betyder, at bidraget til miljøeffekterne bliver større for aluminiumdåserne mens det ikke ændres i væsentlig grad for de øvrige emballagetyper. Ændringen er mest markant for drivhuseffekten. Aluminiumdåserne kommer herved til at ligge i midten af skalaen i stedet for i den lave ende.

Toksicitet

Toksicitet er kun vurderet for de stedspecifikke scenarier. Økotoksicitet i vand - både kronisk og akut, giver de største vægtede værdier, i forhold til de andre kategorier for toksicitet. Der kan ikke påvises nogen klar forskel på emballagerne. Dette skyldes dels den store usikkerhed på toksicitetsvurderingerne dels at de anvendte data for alle emballagetyper stort set kun kommer fra energiproduktion.

Affald

De mindste bidrag fås for genpåfyldelige PET-flasker. Aluminium- og ståldåser har et stort bidrag for farligt affald og engangsglasflasker giver det største bidrag for slagge og aske. Radioaktivt affald er størst for aluminium- og ståldåser samt for PET-engangsflasker. Glasemballage (engangs- og genpåfyldelig) samt genpåfyldelige PET-flasker giver de mindste bidrag. Det

samlede billede ændres ikke ved udskiftningen af el-scenarierne, men mængden af radioaktivt affald bliver generelt lidt højere.

3. Metode

3.1 Princip for miljøvurderingen

LCA - fra vugge til grav

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

Miljøvurderingen består af:

- En kortlægning, der også indeholder formål og systemgrænser
- En miljøvurdering, hvor de opgjorte parametre omregnes til ressourceforbrug og miljøeffekter (drivhuseffekt, forsuring, toksiske effekter mv.)

Kortlægning

Kortlægningen fremgår af rapporten "Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke" af Pommer og Wesnæs, 1995.

Metoden, systemgrænser, forudsætninger og antagelser for denne kortlægning vil ikke blive gentaget i dette notat men fremgår af ovennævnte rapport. Betydningen af de væsentligste udeladelser vil dog blive diskuteret kort i forhold til resultaterne af miljøvurderingen.

Miljøvurdering

Miljøvurderingen består både af en kortlægning af ressourcer, energiforbrug, emissioner og affald, og dette omregnes til miljøeffekter som drivhuseffekt, forsuring, næringssaltsbelastning etc. Affald anvendes som indikator for de miljøeffekter, deponering af affald kan medføre (f.eks grundvandsforurening). Miljøeffekterne er vægtet i forhold til hinanden.

Metode for miljøvurdering

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

Metodegrundlaget i UMIP ikke er beskrevet færdigt p.t. (oktober 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 først i 1996.

Metoden vil ikke blive beskrevet detaljeret i dette notat. For en grundlæggende metodebeskrivelse henvises til Wenzel, Haushild og Rasmussen, som forventes offentliggjort i 1996, samt de notater, der er udarbejdet for hver effekttype, se referencelisten i kapitel 6.

På grund af en meget snæver tidsramme for projektet (3 uger), har det kun været muligt at tage udgangspunkt i de faktorer, der allerede eksisterer i UMIP-metoden. Det betyder, at det ikke har

været muligt at inddrage toksicitetsfaktorer for alle de kemiske forbindelser, der er opgjort i kortlægningen.

I kortlægningen er samtlige ressourceforbrug, emissioner til luft, vandige emissioner og affaldsmængder opgjort pr. 1000 liter øl eller læskedrik. For at gøre miljøvurderingen mere specifik dansk, foretages en omregning, så ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder nu er angivet for en danskers gennemsnitlige årlige forbrug af øl og læskedrikke. En dansker drikker i gennemsnit 128,2 liter øl og 72,3 liter læskedrikke (Bryggeriforeningen 1995 og Danske Læskedrik Fabrikanter 1995, begge tal for 1993). Omregningen er gennemført samtidig med det trin i miljøvurderingsmetoden, som kaldes normalisering.

3.2 Ressourceforbrug

Metode

Metoden og referencegrundlaget for vurdering af ressourceforbrug er forklaret i Wenzel, Haushild og Rasmussen, 1996. Den starter med en normalisering, hvorefter vurderingen foretages på de normaliserede ressourceforbrug.

3.2.1 Hvilke ressourcer er vurderet, og hvilke ikke ?

Emballagesystemernes samlede forbrug af ressourcer og hjælpestoffer fremgår af bilag D.

Princip for udvælgelse

Ud af alle de opgjorte forbrug af ressourcer og hjælpestoffer er det valgt at vurdere emballagesystemernes ressourceforbrug ud fra forbruget af ikke-fornyelige ressourcer, der kun findes i begrænsede mængder. Der er derfor foretaget en vurdering af forbruget af:

- Råolie
- Naturgas
- Stenkul
- Brunkul
- Jern
- Aluminium
- Tin

Råolie, naturgas, stenkul og brunkul er de væsentligste ressourcer til energifremstilling, idet råolie og naturgas dog også bruges til fremstilling af plast. Jern, aluminium og tin indgår som materialer i emballagerne.

Udeladte ressourceforbrug

Forbruget af sand, kalk (kalksten), natriumchlorid (der anvendes til fremstilling af soda) og feldspat anvendes til fremstilling af glasflasker. Disse findes stadig i rigelige mængder i forhold til forbruget af dem, og da forbruget ikke anses som værende et problem, er de ikke inddraget i miljøvurderingen.

Træ anvendes i emballagesystemerne til etiketter og papkasser, og en væsentlig del stammer sandsynligvis fra svenske skove. Træ er en fornyelig ressource, og da forbruget af træ ikke betragtes som et ressourceproblem, er det ikke inddraget i miljøvurderingen.

Kortlægningen af emballagesystemerne inkluderer energifremstilling, og denne inkluderer blandt andet ressourcer til hjælpestoffer og fremstilling af bygninger og maskiner. Disse er udeladt, da mængderne er meget små i forhold til de ressourcer, der bruges som brændsler til energifremstillingen og i emballagematerialerne. Usikkerheden på disse data er meget stor, og inddragelse vil derfor under alle omstændigheder ikke øge informationsniveauet for emballagesystemerne. De udeladte ressourceforbrug omfatter bl.a. barit (bariumsulfat), bly, chrom, cobalt, kobber, mangan, molybdæn, nikkel og zink.

Udeladte hjælpestoffer

I bilag D vises alle de hjælpestoffer, der er opgjort i kortlægningen. Det har ikke været muligt at følge fremstillingen af disse 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 3.1.

Ressourcer / hjælpestoffer	Glasflasker (engangs og genpåfyldelige)	Dåser (aluminium og stål)	PET-flasker (engangs og genpåfyldelige)
<i>Ressourcer og hjælpestoffer, der er med i vurderingen</i>			
Råolie og naturgas*	50 - 140 kg	30 - 90 kg	40 - 320 kg
Stenkul og brunkul	50 - 90 kg	30 - 150 kg	30 - 160 kg
Aluminium og stål	0,6 - 1,4 kg	5 - 30 kg	0,3 - 1,5 kg
<i>Ressourcer og hjælpestoffer, der ikke er med i vurderingen</i>			
Hjælpestoffer til aluminiumsfremstilling (anodemateriale, aluminiumsflourid mv.)	-	2,5 - 5 kg	-
Diverse kemikalier	5 - 11 kg	2 - 4 kg	2 - 35 kg
Uspecificerede hjælpestoffer	0,01 - 0,15 kg	0,004 - 0,006 kg	0,3 - 1,5 kg

* Naturgas er omregnet fra Nm³ til kg med en massefylde på 0,79 kg/Nm³.

Tabel 3.1

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

Det ses af tabel 3.1, at der er tale om væsentlige mængder hjælpe-stoffer, og dermed ressourcer, det ikke har været muligt at opgøre. Dertil kommer forbrug af energiressourcer til fremstilling af disse hjælpe-stoffer. 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.

Sekundære materialer

I emballagesystemerne anvendes sekundære materialer. Der anvendes genbrugsaluminium til fremstilling af aluminiums- og ståldåser, glasskår til genpåfyldelige flasker og skrot til ståldåser. Nogle af systemerne producerer også genbrugsmaterialer: Der er overskud af glasskår ved indsamling af engangsflasker, og kasserede PET-flasker kan oparbejdes til PET-granulat, der kan anvendes til andre produkter. Problemstillingen behandles i kapitel 4: Allokering i "Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke" af (Pommer og Wesnæs 1995). Indgående og udgående genbrugsmaterialer inddrages under diskussionen af ressourceforbrug.

Normalisering

3.2.2 Normalisering af ressourceforbrug

I første trin "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.

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 128,2 liter øl om året. Hvis disse øl drikkes af genpåfyldelige glasflasker, bevirker det, at der samlet forbruges 5,6 kg olie til emballagen. Det årlige brug af ølemballager svarer derfor 0,945% af det samlede forbrug af olie per person ($5,6 \text{ kg} / 591,9 \text{ kg} = 0,00945$), svarende til 9,45 milli personækvivalenter (mPE).

Emballager til øl omregnes i forhold til ovennævnte 128,2 liter øl og læskedrikke i forhold til 72,3 liter læskedrikke. Det betyder, at det ikke er muligt at sammenligne emballager til øl med emballager

til læskedrikke. Til gengæld vil resultaterne være addérbare: En dansker, der på et år drikker 128,2 liter øl og 72,3 liter læskedrikke af genpåfyldelige glasflasker, bruger 9,5 mPE + 5,7 mPE = 15,2 mPE råolie

Normaliseringsfaktorer

De anvendte normaliseringsfaktorer fremgår af tabel 3.2.

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
Brunkul	253,63 kg per person
Jern	102,85 kg per person
Aluminium	3,38 kg per person
Tin	0,0414 kg per person

Tabel 3.2

Normaliseringsfaktorer for ressourceforbrug.

Metode

3.2.3 Vægtning af ressourceforbrug

For at kunne bedømme, om ressourceforbrugene er kritiske, sættes de normaliserede ressourceforbrug i forhold til forsyningshorisonten. 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.

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

Ressource	Vægtningfaktor: 1 / forsyningshorisonten
Råolie	0,023
Naturgas	0,016
Stenkul	0,006
Brunkul	0,026
Jern	0,0085
Aluminium	0,005
Tin	0,037

Tabel 3.3 Vægtningfaktorer for ressourceforbrug.

Ud over at tage hensyn til forsyningshorisonten kan man også inddrage en vurdering af, om ressourcerne forbruges irreversibelt. Det er ikke gjort i denne miljøvurdering. De fossile brændsler: råolie, naturgas, stenkul og brunkul forbrændes under energifremstillingen og forsvinder for evigt - forbruget er irreversibelt. Metallerne indgår i emballagerne deponeres efter brug. De er i princippet blot gjort utilgængelige - metallerne findes stadig, og kan senere hentes frem igen, hvis det skulle blive økonomisk rentabelt. Det skal bemærkes, at en del af råolien bruges til fremstilling af plast, og en del af denne plast deponeres, og kan således også, teoretisk set, hentes frem igen.

3.3 Miljøeffekter

Metode

Metoden og referencegrundlaget for vurdering af miljøeffekter er beskrevet i Wenzel, Hauschild og Rasmussen, som forventes offentliggjort i 1996.

Vurderingsmetoden 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 nærings saltsbelastning 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.
- *Vægtning*: Det vægtes, hvor kritiske miljøeffekterne er i forhold til hinanden, f.eks om ozonlagsnedbrydning er værre end drivhuseffekt.

Potentielle effekter

Det er vigtigt at være opmærksom på, at der er tale om *potentielle* miljøeffekter. Udlædningen af stoffer vil ikke altid udløse reelle effekter - det afhænger af omstændighederne. F.eks *kan* emission af svovldioxid bidrage til forurening 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.

3.3.1 Hvilke miljøeffekter er vurderet ?

I miljøvurderingen vurderes de potentielle effekter for:

- Drivhuseffekt
- Ozonlagsnedbrydning
- Forsuring
- Næringssaltsbelastning
- Fotokemisk ozondannelse
- Økotoksicitet til vand (akut og kronisk) og til jord (kronisk)
- Humantoksicitet via luft, vand og jord
- 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.

3.3.2 Hvilke emissioner bidrager til hvilke effekter ?

For at få et indtryk af, hvilke emissioner, der bidrager til hvilke effekter, er der i tabel 3.4-3.6 opstillet oversigter. Inddelingen i tabellerne svarer til klassificeringen, og faktorerne er de karakteriseringsfaktorer, der er anvendt ved omregning til samme "effekt-potentiale" inden for hver slags miljøeffekt.

Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning etc.

Tabel 3.4 viser de emissioner, der er omregnet til drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forurening, næringssaltsbelastning og fotosmog.

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	Ozonlags- nedbrydning g CFC11 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
EMISSIONER TIL LUFT					
Kuldioxid, CO ₂	1				
Kulmonoxid CO	2				0,04
Nitrogenoxider, NO _x			0,56	1,35	
Dinitrogenoxid, N ₂ O	320			2,82	
Ammoniak, NH ₃			1,5	3,64	
Svovldioxid, SO ₂			1		
Methan, CH ₄	25				0,007
NMVOC total					0,5 (b)
Halogenerede carbonhydrider (CFC'er, HCFC'er, haloner, HFC'er)	2000 (a)	0,05 (a)			
Kulbrinter, diverse HC	3				0,42 (c)
Organiske forbindelser	3				0,5 (b)
Tjære	3				0 (d)
Butanol	2				0,2
Butylglykol	2				0,4
Amylalkohol	2				0,2 (e)
Xylen	3				0,4
Butyldiglykol	2				0,2 (e)
PAH	3				0 (d)
Chlorobenzener	1				0,1
Chlorophenoler	1				0,1
Dioxiner	1				0 (d)
Saltsyre, HCl			0,88		
Svovlbrinte, H ₂ S			1,88		
EMISSIONER TIL VAND					
Saltsyre (HCl)			0,88		
Ammoniak som N, total			1,8	4,43	
Nitrat				1	
Nitrogen, total (øvrige)				4,43	
Phosphat				10,45	
Svovlbrinte, H ₂ S			1,88		

(a) Vurderet gennemsnit for en række halogenerede carbonhydrider, da det ikke har været muligt at få oplyst, hvilke typer CFC, HCFC og HFC'ere, der er tale om. Det skal bemærkes, at mængderne er meget små, og at det i vurderingen af samtlige emballagetyper kun har meget lille betydning.

(b) 0,5 vurderes at være repræsentativ for kategorien, der primært stammer fra energifremstilling i udlandet: For udstødningen fra dieselmotorer er faktoren 0,5 g C₂H₄ per gram emission i områder med lave koncentrationer af NO_x og 0,6 i områder med høje koncentrationer. For olieraffinering og distribution er de tilsvarende værdier hhv. 0,4 og 0,5 g C₂H₄ per gram emission. Der er ikke inddelt i "høj-NO_x" og "lav-NO_x"-områder her, da usikkerheden på værdierne under alle omstændigheder er høje, og da der ikke er væsentlig forskel på værdierne for "høj-NO_x" og "lav-NO_x" for de valgte kategorier.

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

(d) Nedbrydes kun ubetydeligt i luft, er derfor sat til 0.

(e) Gennemsnitlig værdi for alkoholer.

Tabel 3.4 Klassificering og karakteriseringsfaktorer for drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, næringssaltsbelastning og fotosmog.

Øko- og humantoksicitet

Beregningerne af økotoksicitet til vand, kronisk og jord, kronisk samt humantoksicitet via vand og jord omfatter både de stoffer, der udledes direkte til recipienten, men også en andel af de emissioner, som i første omgang emitteres til luft, og som herefter afsættes i vand og på jordoverfladen. De luftemissioner, som antages af afsættes er kemisk inerte stoffer (defineret ved en halveringstid i de nedre luftlag på mere end ét døgn).

Det antages, at 20% af de luftbårne emissioner afsættes i vandige miljøer, mens 80% afsættes på jordoverfladen. Antagelsen er vurderet ud fra, at hovedparten af de berørte stoffer fra emballagesystemerne stammer fra energiproduktion og transport i Europa.

Beregningerne af økotoksicitet til vand, akut, omfatter kun de direkte udledninger jf. UMIP-metoden.

Tabel 3.5 viser de emissioner fra kortlægningen, der er omregnet til økotoksicitet og humantoksicitet, samt de karakteriseringsfaktorer, der er anvendt.

	ØKOTOKSICITET			HUMANTOKSICITET		
	Vand, akut m ³ luft/gram	Vand, kronisk m ³ vand/gram	Jord, kronisk m ³ jord/gram	Via luft m ³ luft/gram	Via vand m ³ vand/gram	Via jord m ³ jord/gram
<i>Emissioner via luft</i>	<i>Intet bidrag fra luft</i>	<i>20% fra luft til vand</i>	<i>80% fra luft til jord</i>	<i>Direkte</i>	<i>20% fra luft til vand</i>	<i>80% fra luft til jord</i>
Kulmonoxid CO				100		
Nitrogenoxider, NOx				80.000		
Dioxiner og furaner (TCDD- equiv.) fra NMVOC (a)		2,78 10 ⁹	8.850	286 10 ⁶	5,42 10 ⁶	79.556
BTEX, benzen, toluen, ethyl benzen, xylen aromater (fra NMVOC) (b)		-	-	6.667	0,00737	0,0678
Butanol		0,0364	0,0927	166,67	9,25 10 ⁻⁸	0,0000957
Butylglykol (c)				22.831		
Amylalkohol (d)		0,0364	0,0927	166,67	9,25 10 ⁻⁸	0,0000957
Xylen		-	-	6.667	0,00737	0,0678
Butyldiglykol		0,0385	0,0337	143.000	0,6135	3,2258
Dioxiner		2,78 10 ⁹	8.850	286 10 ⁶	5,42 10 ⁶	79.556
Chlor, Cl ₂		-	-	34.483	-	-
Cyanid, CN		2.000	5.060	1,3 10 ⁶	25,8	14,3
Svovlbrinte, H ₂ S				11 10 ⁶		
Cadmium, Cd		5.880	0,01957	114 10 ⁶	58,88	0,00056
Kviksølv, Hg		48.000	2,15	1,12 10 ⁹	0,0009275	0,0000165
Nikkel, Ni		33,33	0,0106	66.667	0,87185	0,000559
Bly, Pb		2.000	0,059	1 10 ⁶	20,611	0,0005599
Arsen, As		38,5	0,00141	3,57 10 ⁶	113,6	0,0119
Kobber, Cu		5.000	2,65	11,9 10 ⁶	1932	0,0397
Antimon, Sb		-	-	14 10 ⁶	10,7	1,68
Selen, Se		1.430	0,194	2132	0,692	0,000518
Zink, Zn		500	0,0215	80.645	2,783	0,0005548
<i>Emissioner direkte til vand.</i>						
Phenol	11,1	22,2			-	
Cyanid, CN	200	2.000			25,8	
Cadmium, Cd	588	5.880			58,88	
Kviksølv, Hg	1000	48.000			0,0009275	
Nikkel, Ni	33,3	333,33			0,87185	
Bly, Pb	200	2.000			20,611	
Sølv, Ag	10.000	100.000			0,918	
Arsen, As	1,92	38,5			114	
Kobber, Cu	500	5.000			1.932	
Zink, Zn	50	500			2,783	

(a) Dioxiner og furaner (TCDD-equiv.) fra NMVOC regnes som dioxin.

(b) BTEX, benzen, toluen, ethyl benzen, xylen aromater (fra NMVOC) regnes som xylen.

(c) Butylglykol har en atmosfærisk halveringstid på mindre end et døgn og afsættes derfor ikke til jord og vand jf metoden..

(d) Data for amylalkohol findes ikke, i stedet anvendes data for butanol som default for at se, om amylalkohol er vigtig.

- Data findes ikke.

Tabel 3.5 Emissioner fra kortlægningen, der er omregnet til bidrag til øko- og humantoksicitet.

Inddeling af affald

Tabel 3.6 viser inddelingen i de 4 affaldskategorier:

- Volumenaffald
- Slagge og aske
- Farligt affald
- Radioaktivt affald

Volumenaffald, total	
<i>Diverse produktionsaffald:</i>	<i>Emballageaffald, der deponeres:</i>
Træ	Glasflasker til deponi
Slam fra vandrensning	Glasflasker til diffus forurening
Rødslam	Alu.-dåser til deponi
Kalk fra rensning	Alu.-dåser til diffus forurening
Feldspat fra rens.	Ståldåser til deponi
Slagger (al)	Ståldåser til diffus forurening
Papir, blik	PET-flasker til deponi
Soda-klumper	PET-flasker til diffus forurening
Mengerester	Kapsler - blik til deponi
Papirmasse	Kapsler - blik til diffus forurening
PP (produktionsrester)	Kapsler - plast til deponi
Stål fra kapsler	Kapsler - plast til diffus forurening
PE fra kapsler	Skruelåg til deponi
Papir fra etiketter	Skruelåg til diffus forurening
Lim fra etiketter	Etiketter og lim til deponi
Industriaffald, heraf: Affald til deponi for bygningsaff. og inaktive materialer	Etiketter og lim til diffus forurening
Industriaffald, heraf: Affald til landbrug	Kartonbakker til deponi
Uspecificeret	Krympefolie/Hi-cone til deponi
Slagge & aske, total	
Industriaffald, heraf: Affald til deponi for flyveaske mv.	
Glasslagger fra forbrændingsanlæg	
Alu.-slagge fra forbrændingsanlæg	
Stålslagge fra forbrændingsanlæg	
Slagger fra kapsler fra forbrændingsanlæg	
Farligt affald, total	
Miljøfarligt affald, heraf: Affald til specialdeponi for olie- og kemikalie-affald (elektronikskrot, asfalt, olieslam etc)	
Miljøfarligt affald, heraf: Affald til forbrænding af olie- og kemikalieaffald (som Kommune Kemi)	
Olieholdigt vand	
Slam fra vandrensning	
Olie	
Opløsningsmiddel	
Farverester	
Pigment	
Højradioaktivt affald	
Radioaktivt affald med høj aktivitet (slutdeponi kategori C) (*)	

(*) Radioaktivt affald er omregnet til gram ved antagelse af massefylden: 1000 kg per m³.

Tabel 3.6
Inddeling af affaldstyper til miljøvurderingen.

Inddeling

Inddelingen af affald følger her UMIP-metodens inddeling, og *præsentationen* af affaldsmængderne er derfor ikke helt som i "Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke", men resultaterne er stadig de samme.

Affaldsforbrænding

Affaldsforbrænding er en proces, der er inkluderet i livscyklus. Affald *hertil* opgøres derfor ikke, det gør slagger og luftemissioner *derfra* derimod.

Karakterisering

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

3.3.3 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.

I tabel 3.7 vises de emissioner til luft, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

Emission	Begrundelse
Partikler, støv Svovl forbindelser	Det har ikke været muligt at indarbejde disse emissioner i UMIP-metoden, da de dækker "samle-kategorier" og ikke specifikke kemiske forbindelser.
NMVOC total Kulbrinter, diverse HC Organiske forbindelser Tjære PAH Chlorobenzener Chlorophenoler	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".
Amylalkohol	Toksicitetsfaktorer findes ikke i UMIP. Faktorerne for butanol anvendes for at se, om det kan have nogen betydning.
BTEX: benzen, toluen, ethyl benzen, xylen aromater	Samlekategori, regnes som xylen, men dækker en langt bredere gruppe af stoffer. Dog kun meget små mængder, og har kun meget lille betydning for de samlede resultater. UMIP-metoden indeholder ikke økotoksicitetsfaktorer for xylen, kun humantoksicitetsfaktorer.
Hydrogenfluorid, HF Fluorid	UMIP-metoden indeholder endnu ikke faktorer for disse kemiske forbindelser. De kunne have været interessante at få med, da de stammer fra produktionen af emballager, men det har desværre ikke været muligt.
Svovlbrinte, H ₂ S	UMIP-metoden indeholder faktorer for svovlbrinte, men da en del af svovlbrinten sandsynligvis oxideres i luften eller i jorden til sulfat, der har en lav toksicitet, og da de nærmere omstændigheder for udledningen ikke kendes, tages svovlbrinte ikke med i vurderingen.
Brom, Br ₂ Iod, I ₂ Aluminium, Al Cobalt, Co Antimon, Sb Tin, Sn Uran, U Vanadium, V	UMIP-metoden indeholder ikke faktorer for disse kemiske faktorer, men de er heller ikke så interessante: de stammer fra energifremstillingen og forekommer kun i små mængder, og usikkerheden på disse data er så stor, at det alligevel ikke ville være muligt at konkludere noget ud fra dem.
Chrom, Cr	Det vides ikke, om Cr fra kortlægningen er Cr III eller Cr VI, og Cr er derfor ikke vurderet. Cr VI er langt mere toksisk end Cr III.
Radioaktive luftemissioner, total	UMIP-metoden indeholder ikke vurderingsfaktorer for radioaktive emissioner.

Tabel 3.7
Emissioner til luft, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

I tabel 3.8 vises de udledninger til vand, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

Emission	Begrundelse
Fedt og olie Tjære Organiske stoffer (incl. kulbrinter og chlorerede) Org. opl. stof Org. chlor. stof AOX STS (slamtørst.) Fibre, opl+susp. Uorg. opl. stof Suspenderet stof Kasein og stivelse BOD5 COD Salte, øvrige	Det har ikke været muligt at indarbejde disse emissioner i UMIP-metoden, da de dækker "samle-kategorier" og ikke specifikke kemiske forbindelser.
Chlorid total Saltsyre (HCl) Flourid, F Sulfat, total Sulfid	UMIP-metoden indeholder ikke toksicitetsfaktorer for disse kemiske forbindelser, da deres human- og økotoksiske potentialer er ubetydelige. De øvrige effekter er der faktorer for.
Svovlbrinte, H ₂ S	UMIP-metoden indeholder faktorer for svovlbrinte, men da en del af svovlbrinten sandsynligvis oxideres i luften eller i jorden til sulfat, der har en lav toksicitet, og da de nærmere omstændigheder for udledningen ikke kendes, tages svovlbrinte ikke med i vurderingen.
Chlor, total Iod, total Aluminium, Al Cobalt, Co Natrium, Na Antimon, Sb Tin, Sn (incl. tributyltin) Vanadium, V	UMIP-metoden indeholder ikke faktorer for disse kemiske faktorer, men de er heller ikke så interessante: de stammer fra energifremstillingen og forekommer kun i små mængder, og usikkerheden på disse data er så stor, at det alligevel ikke ville være muligt at konkludere noget ud fra dem.
Jern, Fe	UMIP-metoden indeholder vurderingsfaktorer for jern på ionform, der er langt mere toksisk end jern-oxider. Det er dog ikke sandsynligt, at det her udledte jern findes på ionisk form. Jern oxideres hurtigt i vand og danner jernoxider. Toksicitet er derfor ikke udregnet for jern.
Chrom, Cr	Det vides ikke, om Cr fra kortlægningen er Cr III eller Cr VI, og Cr er derfor ikke vurderet. Cr VI er langt mere toksisk end Cr III.
Radioaktive vandemissioner, total	UMIP-metoden indeholder ikke vurderingsfaktorer for radioaktive emissioner.

Tabel 3.8 Emissioner til vand, der enten ikke har kunnet inddrages i miljøvurderingen, eller som ikke har kunnet inddrages i tilstrækkeligt omfang.

COD og BOD

Det har ikke været muligt at inddrage udledningerne af BOD og COD i miljøvurderingen, hvilket skyldes, at BOD og COD ikke har noget effektpotentiale. Hvis udledningen passerer et renseanlæg, er de ikke relevante.

Det primære bidrag til disse udledninger stammer fra vask af genpåfyldelige flasker af glas og PET. Glasflaskerne vaskes på Carlsberg og Tuborg i København, og dette spildevand udledes til Lynetten renseanlæg, hvor de største mængder BOD og COD fjernes.

Det er i dag almindeligt at inddrage renseanlæg som en del af livscyklus, men da kortlægningen af emballager til genpåfyldelige ølflasker blev gennemført for snart tre år siden - i januar til april 1993 - var dette endnu ikke en selvfølgelig del af livscyklusvurderinger, og udledningerne er derfor ikke fulgt til "efter renseanlægget". Med de nuværende retningslinier for livscyklusvurderinger har udledningerne af COD og BOD fra flaskevask dermed mindre betydning.

Affald

Alle de affaldsmængder, der er opgjort i kortlægningen, er med i miljøvurderingen, undtagen kategorierne "Radioaktivt affald med lav aktivitet" og "Radioaktivt affald med svag til middel aktivitet". Der findes endnu ikke normaliserings- og vurderingsfaktorer for disse kategorier i UMIP-metoden.

Normalisering

3.3.4 Normalisering af potentielle effekter

Miljøeffekterne "normaliseres" principielt ligesom ressourceforbrugene: Ved at sætte bidragene fra emballagerne i forhold til en persons gennemsnitlige bidrag per år. 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 et års emballager bidrager med 10 promille (dvs 1%) af personens samlede bidrag til drivhuseffekten det år.

Ligesom for ressourceforbrugene er de potentielle miljøeffekter angivet for en danskers gennemsnitlige forbrug af øl og læskedrikke, dvs. per 128,2 liter øl og 72,3 liter læskedrikke (Bryggeriforeningen 1995 og Danske Læskedrik Fabrikanten 1995, begge tal for 1993).

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
Økotoksicitet, vand, akut	47.000 m ³ vand per person per år	0,0213 mPE per m ³ vand
Økotoksicitet, vand, kronisk	490.000 m ³ vand per person per år	0,00204 mPE per m ³ vand
Økotoksicitet, jord, kronisk	120.000 m ³ jord per person per år	0,00833 mPE per m ³ jord
Humantoksicitet via luft	29.000.000.000 m ³ luft per person per år	0,0000000345 mPE per m ³ luft
Humantoksicitet via vand	2.300.000 m ³ vand per person per år	0,000435 mPE per m ³ vand
Humantoksicitet via jord	6.700 m ³ jord per person per år	0,149 mPE per m ³ jord
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 3.9
Normaliseringsfaktorer.

3.3.5 Vægtning af potentielle effekter

Metoden og referencegrundlaget for vægtning af potentielle effekter er forklaret i Wenzel, Hauschild og Rasmussen, 1996.

Hver effektkategori er vægtet med internationale politiske reduktionsmål for de globale effektyper (drivhuseffekt og ozonlagsnedbrydning) og med danske reduktionsmål for de regionale effektyper (forsuring, næringssaltsbelastning, fotosmog, alle de toksiske effekter og affald).

Ud fra dette kriterium er ozonlagsnedbrydning vægtet flere størrelsesordener højere end de øvrige effektkategorier.

De vægtede potentielle effekter har enheden "milli person-ækvivalenter i forhold til målet" - mPEM. Målet er en reduktion af bidrag til en bestemt miljøeffekt, som er politisk fastsat for et bestemt år. I UMIP-metoden er år 2000 valgt for alle miljøeffekter. Hvis der ikke findes en målsætning for dette år, bestemmes miljømålsætningen ved inter- eller ekstrapolation.

Det betyder, at mPEM kan fortolkes som: milli person-ækvivalenter af det bidrag, man anser som rimeligt for år 2000. Et bidrag på 10 mPEM betyder dermed, at et års forbrug af emballager bidrager med 10 promille (dvs 1%) af personens samlede "ration" af drivgasser år 2000.

Miljøeffekt	Vægtningsfaktor
Drivhuseffekt	1,3
Stratosfærisk ozonlagsnedbrydning	110
Forsuring	1,5
Næringssaltsbelastning	1,4
Fotokemisk ozon ("smog")	1,4
Økotoxicitet, vand, akut	2,5
Økotoxicitet, vand, kronisk	2,5
Økotoxicitet, jord, kronisk	2,9
Humantoxicitet via luft	1,1
Humantoxicitet via vand	2,9
Humantoxicitet via jord	2,7
Volumenaffald	1,1
Slagge & aske	1,1
Farligt affald	1,1
Radioaktivt affald	1,1

Tabel 3.10
Vægtningsfaktorer.

3.4 Datakvalitet og usikkerheder

Usikkerheder

Usikkerhederne for denne miljøvurdering skyldes

- 1) usikkerheder fra kortlægningen - disse er allerede beskrevet i Hovedrapporten
- 2) usikkerheder som følge af karakterisering, normalisering og vægtning.

Det har ikke været muligt at opgøre disse usikkerheder fra miljøvurderingsdelen. Resultaterne vil blive diskuteret i forhold til et bedste skøn på den samlede usikkerhed, som bygger på usikkerheder fra kortlægningen og den usikkerhed der skønnes at være på miljøvurderingsdelen.

4. Emballager til øl

I alle figurer i dette kapitel er de skraverede felter ressourceforbruget i hele emballagens livsforløb, mens de hvide felter til venstre for akse (negative værdier) er den mængde, der godskrives på grund af energi fremkommet ved affaldsforbrænding (der redegøres for "sparede ressourcer" i "Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke, delrapport 7").

4.1 Ressourcer

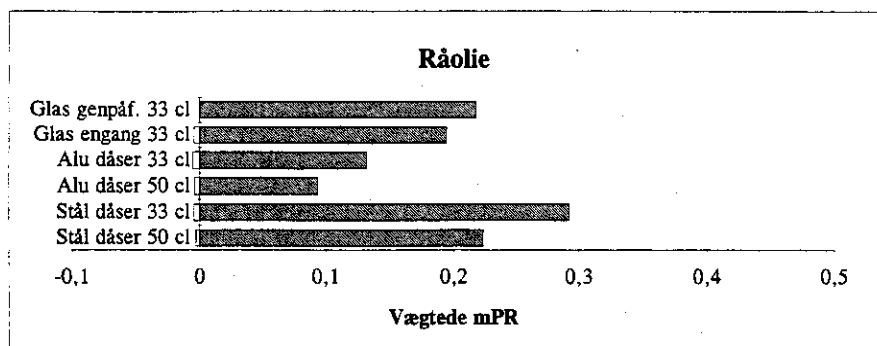
Ressourcerne inddeles i to kategorier:

- Fossile brændsler
- Metaller

De fossile brændsler forsvinder ved brug, mens metallerne bruges som materialer i emballagerne, der deponeres efter brug og teoretisk set kan graves frem igen. Det er der ikke taget hensyn til under vægtningen.

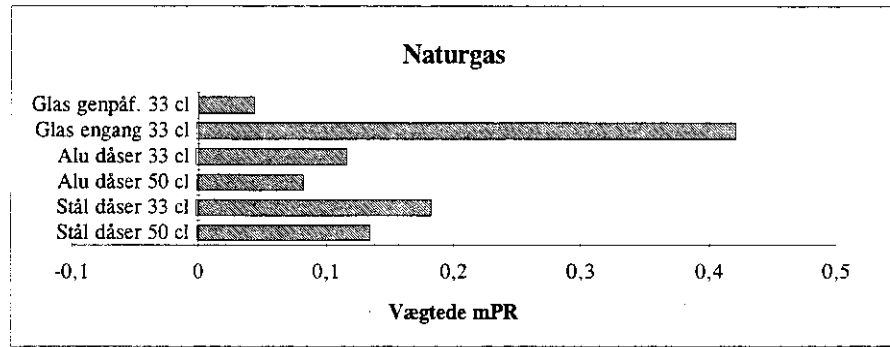
4.1.1 Fossile brændsler

Forbruget af fossile brændsler er vægtet i forhold til de kendte reserver i figur 4.1 til 4.4.



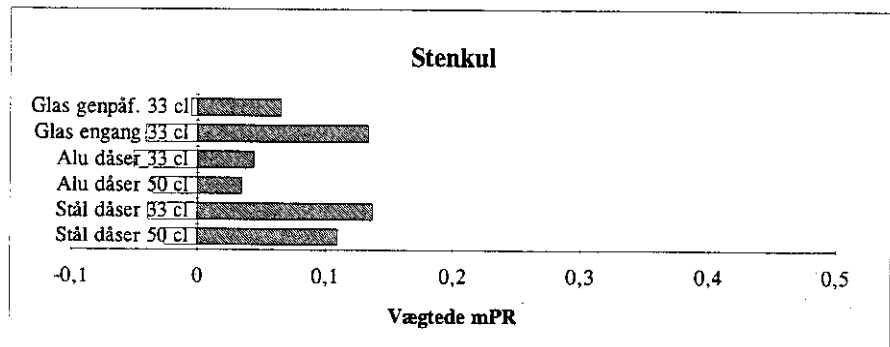
Figur 4.1

Forbruget af råolie i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.



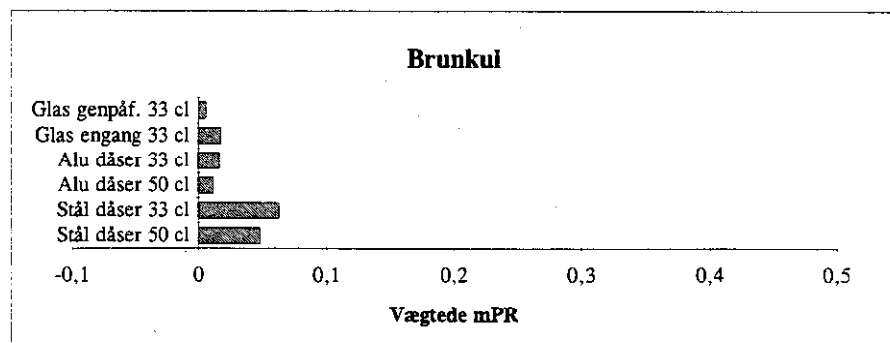
Figur 4.2

Forbruget af naturgas i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.



Figur 4.3

Forbruget af stenkul i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.



Figur 4.4

Forbruget af brunkul i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.

Vægtning: Mest kritiske forbrug

For den enkelte ressource ændrer vægtningen ikke på, hvilke emballager, der bruger mest eller mindst, og konklusionerne på denne baggrund kan derfor læses i hovedrapporten. Vægtningen giver til gengæld mulighed for at fokusere på de mest kritiske ressourceforbrug. De vægtede forbrug af råolie, naturgas, stenkul og brunkul i figur 4.1 til 4.4 viser, at emballagernes forbrug af råolie og naturgas generelt er mere kritisk end forbruget af stenkul og brunkul.

Usikkerheder

Med baggrund i de usikkerheder, der er vurderet i kortlægningen samt den skønnede usikkerhed på miljøvurderingsdelen, skal ressourceforbruget for én emballage være mere end dobbelt så stort som ressourceforbruget for en anden emballage, for at man kan tale om, at der er forskel.

Største forbrug af fossile brændsler

Engangsglasflasker har samlet set det største forbrug af fossile brændsler, herunder især naturgas. Engangsglasflaskernes forbrug svarer til ca. 0,19mPR (milli person-reserve) råolie, 0,42mPR naturgas, 0,13mPR stenkul og 0,02mPR brunkul. Ståldåsernes forbrug er næsten lige så stort. 33 cl ståldåser forbrug svarer til ca. 0,29mPR råolie, 0,18 mPR naturgas, 0,14 mPR stenkul og 0,06 mPR brunkul (se bilag A).

De vægtede forbrug af fossile brændsler er væsentligt mindre for genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser - samlet set svarer forbrugene kun til omkring halvdelen af ståldåsernes forbrug. De vægtede forbrug af fossile brændsler ligger - samlet set - på samme niveau for aluminiumsdåser og genpåfyldelige glasflasker.

Forudsætning: stedsspecifik elfremstilling

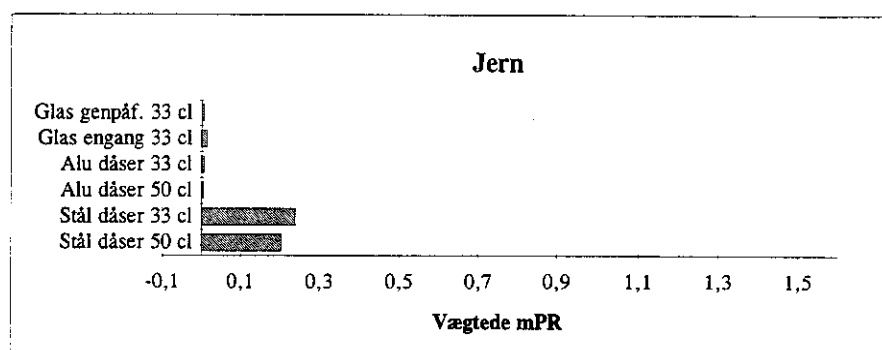
Denne konklusion skal ses på baggrund af en meget væsentlig forudsætning fra kortlægningen: Glasflaskerne fremstilles i Danmark, og elfremstillingen er hovedsageligt baseret på danske kulfyrede kraftvarmeværker, mens en væsentlig del af elproduktionen til fremstilling af aluminium til aluminiumsdåserne og ståldåserne fremstilles ud fra vandkraft, som er stort set "gratis" i disse ressourceberegninger. Endvidere har det ikke været muligt at inddrage forbruget af uran til kernekraft, da UMIP-metoden endnu ikke indeholder normaliserings- og vægtningsfaktorer for uran.

Forudsætningen har meget stor betydning for resultaterne, og forudsætningen afspejler ikke nødvendigvis "den eneste sandhed", som det også diskuteres i Hovedrapporten (afsnit 13.7). Elektricitet importeres/eksporteres i dag i stigende grad over landegrænserne. Den vandkraft, som aluminiumsindustrien bruger, ville i stedet kunne anvendes til andre formål, hvis den ikke blev brugt til aluminium.

I bilag E er elproduktionen for alle emballager baseret på "gennemsnitlig europæiske elproduktion" som konsekvens af import/eksportproblematikken. Derved afspejles i langt højere grad de direkte energiforbrug, som er præsenteret i Hovedrapportens afsnit 13.3.2. Det er dog kun den del af energiforbruget, der er elektricitet, der vil ændres, se Hovedrapportens tabel 13.7. For genpåfyldelige glasflasker udgør elforbruget ca. 16% af den energi, der omregnes til forbrug af energiressourcer, mens det for engangsflasker af glas svarer til ca. 15%, for aluminiumsdåser til ca. 55% og for ståldåser ca. 35%. Vandkraft udgør ca. 12% af den energi, der omregnes til forbrug af energiressourcer for aluminiumsdåser og ca. 10% for ståldåser. Ved at benytte gennemsnits europæisk elproduktion, som er gennemført i bilag E, stiger forbruget af fossile brændsler væsentligt for aluminiumsdåser.

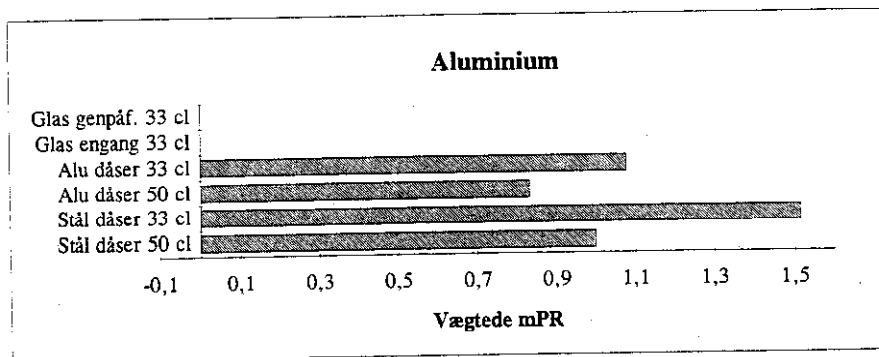
4.1.2 Metaller

Forbruget af jern, aluminium og tin fremgår af figur 4.5 til 4.7.

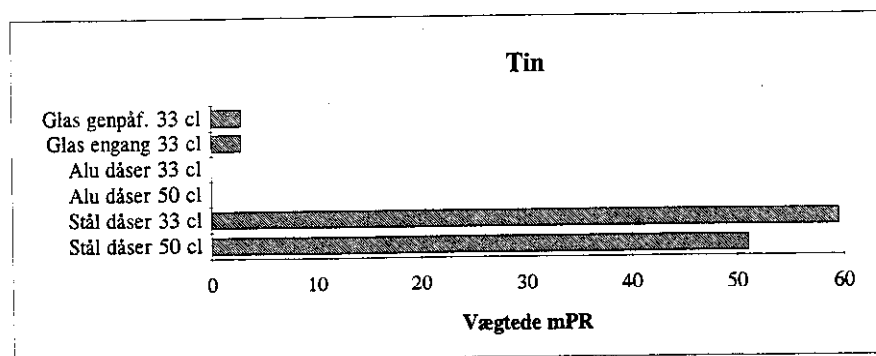


Figur 4.5

Forbruget af jern i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.



Figur 4.6
 Forbruget af aluminium i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.



Figur 4.7
 Forbruget af tin i vægtede milli person-reserver. Emballager til øl.

Bemærk, at akse for tin går til 60 mPR, mens de for jern og aluminium går til 1,5.

Det ses af figur 4.5 til 4.7 at

Tin

- Det væsentligste ressourceforbrug er tin, hvilket skyldes, at forsyningshorisonten for tin er meget kort - kun 27 år med de reserver, der kendes i dag. Tin bruges i kapslerne til glasflasker og i ståldåser. Det skal pointeres, at de anvendte mængder tin er fra litteraturkilder fra 1991, og at det ikke har været muligt at bekræfte disse mængder specifikt for danske øl-kapsler eller for de ståldåser, der produceres i f.eks Tyskland og Frankrig i dag. Der er derfor væsentlige usikkerheder forbundet med dette forbrug af tin, og en reduktion eller eventuel fuldstændig undladelse af tinforbruget vil ændre billedet væsentligt! Med udgangspunkt i den gennemførte kortlægning svarer et års forbrug af glasflasker til ca. 3 mPR, mens et års forbrug af

ståldåser svarer til ca. 51 og 60 mPR for hhv. 50 og 33 cl. dåser.

Aluminium

- Dernæst betyder forbruget af aluminium en del. Der indgår primær aluminium i låget på både ståldåser og aluminiumsdåser, og forbruget ligger på samme niveau for de to emballagetyper.

Genbrugsmaterialer

- Den måde, hvorpå man "tilgodeskriver" brug og produktion af genbrugsmaterialer - allokeringemetoden - er væsentlig for resultaterne. Dette uddybes i kapitel 4 i Pommer og Wesnæs (1995). Variationen for, hvordan allokeringemetoden påvirker ressourceforbrugene fremgår af tabel 4.1.

Som beskrevet i kapitel 4 i Pommer og Wesnæs (1995) er der afprøvet flere allokeringssprincipper, der er vurderet at belyse "yderpunkterne":

- **Cut-off:** Det er "gratis" at bruge genbrugsmaterialer, og der tilgodeskrives ikke noget for at frembringe genbrugsmaterialer.
- **50/50:** Når der anvendes genbrugsmaterialer, skal systemet "betale" for 50% af miljøbelastningerne ved udvindingen af de oprindelige af råstoffer. Frembringelse af genbrugsmaterialer betyder, at 50% af miljøbelastningerne ved udvindingen af de oprindelige af råstoffer kan tilgodeskrives (trækkes fra).
- **Karlsson:** Spild fra systemet erstattes af nye råvarer uanset hvordan systemet i øvrigt ser ud.

Som det ses af tabel 4.1 betyder valg af allokeringemetode temmeligt meget for de endelige ressourceforbrug, og dermed også for, hvordan figur 4.5 (forbrug af jern) og 4.6 (forbrug af aluminium) ser ud. Det vides ikke i hvilket omfang tin genvindes, men genvinding kunne have stor betydning for resultaterne. I kortlægningen og her i miljøvurderingen er allokeringemetoden 50/50.

Emballagesystem	Materialer	Variation - yderpunkter pga allokering		
		Cut-off (uden allokering)	50/50	Karlsson
Genpåfyldelige glasflasker, 33 cl.	Forbrug af materialer Råstoffer (sand, kalk, soda) Skår fra andre produkter	1,2 kg 0,87 kg	+ 42%	+ 58%
Engangsflasker af glas, 33 cl.	Forbrug af materialer Råstoffer (sand, kalk, soda) Overskud af materialer Skår	11 kg 3,1 kg	- 17%	- 47%
Aluminiumsdåser, 33 cl.	Forbrug af materialer Primær aluminium Sekundær aluminium	0,49 kg 0,49 kg	+ 49%	+ 98%
Aluminiumsdåser, 50 cl.	Forbrug af materialer Primær aluminium Sekundær aluminium	0,32 kg 0,48 kg	+ 76%	+ 151%
Ståldåser, 33 cl.	Forbrug af materialer Jernmalm Skrot Primær aluminium Sekundær aluminium	1,5 kg 1,9 kg 0,5 kg 1,0 kg	+ 80% + 100%	+ 160% + 22%
Ståldåser, 50 cl.	Forbrug af materialer Jernmalm Skrot Primær aluminium Sekundær aluminium	1,3 kg 1,7 kg 0,33 kg 0,69 kg	+ 92% + 106%	+ 146% + 15%

Tabel 4.1

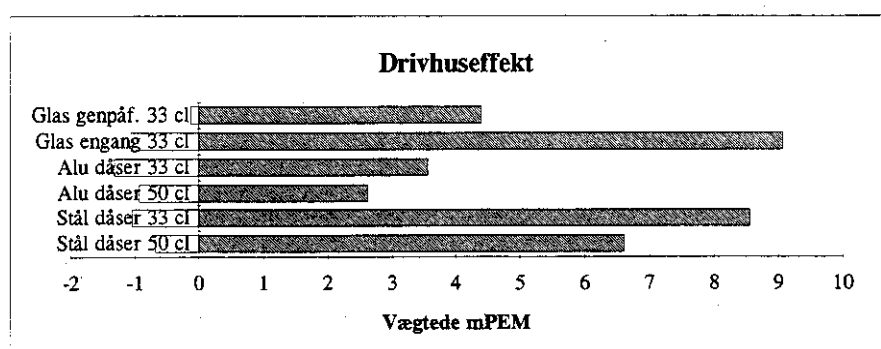
Allokeringsmetodens betydning for ressourceforbruget på grund af de genbrugsmaterialer, der går ind og ud af emballagesystemerne. Mængderne er per 128,2 liter øl.

4.2 Miljøeffekter

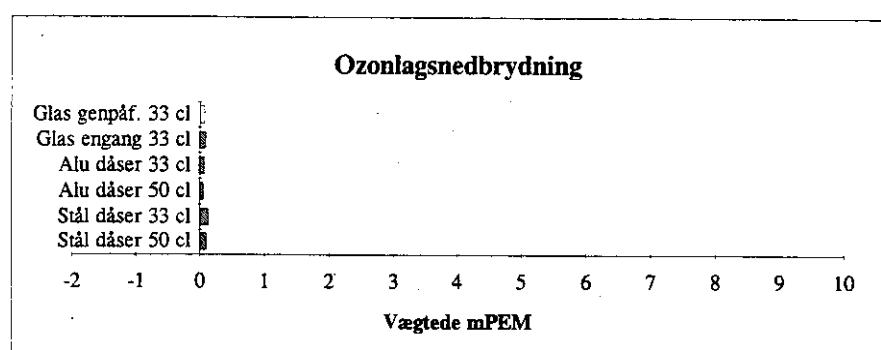
For overskuelighedens skyld inddeles miljøeffekterne i 3 kategorier:

- Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringssaltsbelastning og fotokemisk ozondannelse
- Toksiske effekter
- Affald

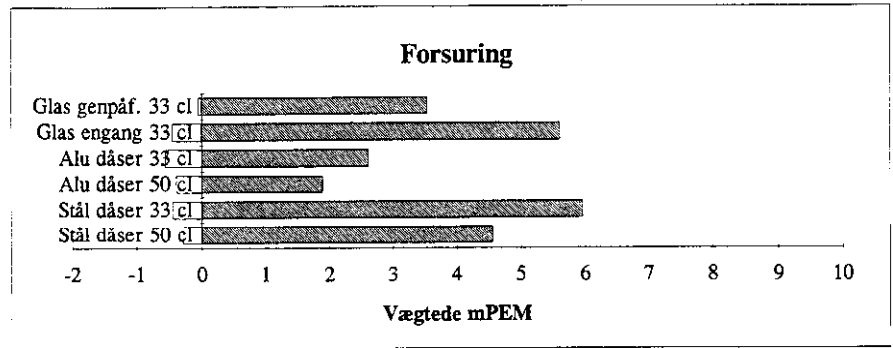
4.2.1 Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringssaltsbelastning og fotokemisk ozondannelse



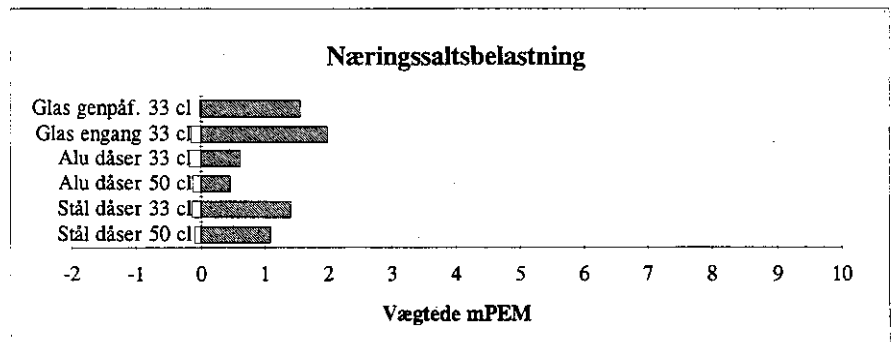
Figur 4.8
Bidraget til drivhuseffekt i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til øl.



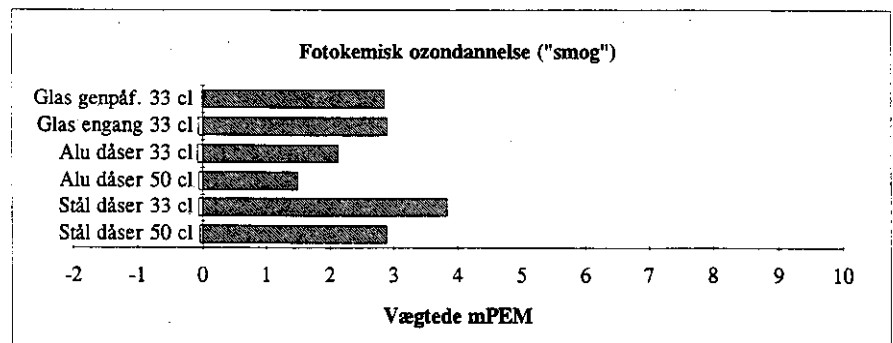
Figur 4.9
Bidraget til ozonlagsnedbrydning i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 4.10
 Bidraget til forsuring i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 4.11
 Bidraget til næringssaltsbelastning i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 4.12
 Bidraget til fotokemisk ozondannelse ("smog") i vægtede milli person-ækvivalenter.

Det ses af figur 4.8 til 4.12 at emballagernes potentielle bidrag til drivhuseffekt, forsuring og fotokemisk ozondannelse ("smog") er relativt mere kritiske end de potentielle bidrag til ozonlagsnedbrydning og næringssaltsbelastning.

Alle effekter skal, som tidligere omtalt, fortolkes som *potentielle miljøeffekter*.

Drivhuseffekt

Bidragene til drivhuseffekten er af relativt stor betydning for alle emballagerne jf. vægtningen. Bidragene skyldes i meget høj grad kuldioxid. For alle emballagerne gælder, at mere end 92 % af bidraget til drivhuseffekten skyldes emission af kuldioxid.

Emissionerne af kuldioxid kommer hovedsageligt fra energifremstilling og i nogen grad fra transport. Dansk elproduktion baseret på kulfyrede kraftvarmeværker giver væsentlige mængder emissioner af kuldioxid for de emballager, hvor hovedparten af produktionen ligger i Danmark.

For de genpåfyldelige glasflasker bidrager transport med 25 % af kuldioxidemissionerne, danskproduceret el med 31 % og olieforbruget (fra bl.a. tapning) med 23 %.

For engangsflasker af glas bidrager transport med 7 % af kuldioxidemissionerne, danskproduceret el med 28 % og naturgasforbruget (til glasfremstilling) med 32 %.

Emissionerne af kuldioxid fra ståldåser og aluminiumsdåser kommer hovedsageligt fra elproduktion samt fra oparbejdningen af aluminiumsdåser, hvortil der forbruges gas.

Usikkerheden på drivhuseffekten skønnes:

Karakteriseringsfaktorerne for de stoffer, der bidrager til drivhuseffekten, vurderes at være forholdsvis godt bestemt. Dertil kommer, at kuldioxid normalt er en af de emissioner, der er mindst usikkerhed på, da der er muligt at kontrolberegne målinger ved hjælp af massebalancer. Desværre har det ikke været muligt at inddrage alle bidrag til kuldioxid fra fremstilling af materialerne, fordi det i 1993 (da kortlægningen blev lavet) var nødvendigt af basere en del data på BUWAL (1990), der ikke opgør kuldioxid. Der mangler derfor væsentlige kuldioxid-emissioner, og de samlede bidrag vil derfor være større end angivet her. Det skønnes, at bidraget fra én emballage skal være mere end dobbelt så stort som bidraget fra en anden emballage, før at man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

På denne baggrund vurderes det, at engangsflasker og ståldåser bidrager mest til drivhuseffekten, og at genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser bidrager mindst til drivhuseffekten. Bidragene fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme

niveau. Der er dog kun signifikant forskel på de mindste bidrag (aluminiumsdåser) og det største bidrag (engangsflasker).

Det skal bemærkes, at en meget væsentlig del af kuldioxid-emissionerne skyldes energifremstilling (se figur 13.8 i Hovedrapporten), og at forudsætningen om valg af stedsspecifik elproduktion derfor har betydning for bidragene til drivhuseffekten for de forskellige emballager. Ved at benytte gennemsnitlig europæisk elproduktion, som i bilag E, næsten fordobles aluminiumsdåsernes bidrag til drivhuseffekten, men de ligger stadig på niveau med de andre emballagetyper.

Ozonlagsnedbrydning

Der er kun fundet meget små bidrag til ozonlagsnedbrydning for samtlige emballagesystemer. Disse bidrag kommer i forbindelse med energifremstilling. Der er ikke fundet bidrag til ozonlagsnedbrydningen i processerne til fremstilling af emballagerne. Usikkerheden på kortlægningens datagrundlag er så stor, at det ikke kan afgøres, om der er forskel på emballagerne.

Forsuring

Bidragene til forsuring skyldes hovedsageligt emissioner af svovldioxid og nitrogenoxider (se bilag B). Ved at gå tilbage i kortlægningen ses, at emissionerne af svovldioxid hovedsageligt skyldes energifremstilling, herunder især forbrug af olie (til bl.a. tapning) og elfremstilling. En del bidrag kommer desuden fra kategorien "fremstilling af uspecificeret energi", der består af de energiforbrug, der i litteraturen blot har været opgivet i MJ uden nærmere angivelse af energitype. Fremstilling af uspecificeret energi er i beregningerne sammensat som gennemsnitlig energiproduktion i verden, som beskrevet i delrapport 7, afsnit 9.6.

Emissionerne af nitrogenoxider kommer hovedsageligt fra transport og energifremstilling, herunder især elproduktion og "uspecificeret energi".

Usikkerheden på forsuring skønnes: Karakteriseringsfaktorerne for forsuring vurderes at være forholdsvis godt bestemt, men det skal understreges, at UMIP-metoden endnu ikke indeholder stedsspecifikke faktorer, og at der derfor ikke tages hensyn til, om recipienten er særligt følsom. Dette gælder også alle de efterfølgende effektkategorier.

Emissionerne af svovldioxid varierer efter hvilke brændsler, der bruges og disses indhold af svovl. Emissionerne af nitrogenoxider afhænger blandt andet af forbrændingsanlæggets størrelse, luftindtag og forbrændingstemperatur, og vil variere en hel del fra anlæg til anlæg. Dertil kommer, at væsentlige bidrag af svovldioxid og nitrogenoxider kommer fra kategorien "uspecificeret energi" (dette

gælder især aluminiumsdåser og ståldåser), og dette medfører en væsentlig usikkerhed.

Samlet skønnes derfor, at bidraget til forsurening fra én emballage skal være mere end tre gange højere end bidraget fra en anden emballage før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

På denne baggrund kan der ikke klart skelnes mellem bidraget til forsurening for nogen af emballagerne. Der er dog en tendens til at engangsflaskerne og ståldåserne bidrager mere til forsurening end genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser.

Næringssaltsbelastning

Ved sammenligning af de vægtede effekter ses, at emballagernes bidrag til næringssaltsbelastningen generelt ikke er lige så kritisk som de potentielle bidrag til drivhuseffekten, forsurening og fotokemisk ozondannelse.

Bidragene til næringssaltsbelastning skyldes især emissioner af nitrogenoxider. For alle emballagerne gælder, at mere end 92% af bidraget til næringssaltsbelastningen skyldes emission af nitrogenoxider. Som nævnt under forsurening, kommer emissionerne af nitrogenoxider hovedsageligt fra transport og energifremstilling.

For de genpåfyldelige glasflasker kommer nitrogenoxiderne hovedsageligt fra transport (70%), dansk elfremstilling (11%) og brug af olie (8%).

For engangsflaskerne af glas kommer nitrogenoxiderne hovedsageligt fra transport (31%), dansk elfremstilling (16%), fremstilling af glas på glasværket (27%) og "uspecificeret energi" (10%).

For 33 cl aluminiumsdåser kommer nitrogenoxiderne hovedsageligt fra transport (23%), diverse elfremstilling (21%) og fra "uspecificeret energi" (25%).

For 33 cl ståldåser kommer nitrogenoxiderne hovedsageligt fra transport (23%), diverse elfremstilling (21%) og fra "uspecificeret energi" (30%).

Usikkerheden for næringssaltsbelastningen skyldes, ligesom for forsurening, hovedsageligt usikkerheden i kortlægningens datagrundlag, og at en væsentlig del af nitrogenoxidemissionerne fra dåsesystemerne stammer fra "uspecificeret energi".

Det skønnes derfor, at bidraget fra én emballage skal være mere end tre gange højere end bidraget fra en anden emballage før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

På denne baggrund kan det konstateres, at engangsflaskerne af glas bidrager mere til næringssaltsbelastningen end aluminiumsdåserne. Der er desuden en tendens til, at genpåfyldelige glasflasker bidrager mere til næringssaltsbelastningen end aluminiumsdåser, og at ståldåser ligger der imellem.

Smog

Bidragene til fotokemisk ozondannelse skyldes især kategorierne "flygtige organiske forbindelser uden methan (NMVOC)" og "diverse kulbrinter".

NMVOC kommer fra energifremstilling, hvor især fremstilling af diesel til transport samt forbrug af olie har betydning. Endvidere spiller "uspecificeret energi" en betydelig rolle for både aluminiumsdåser og ståldåser.

"Diverse kulbrinter" kommer hovedsageligt fra transport.

Usikkerheden for smog skyldes, ligesom for forsurening, hovedsageligt usikkerheden i kortlægningens datagrundlag. Det skønnes derfor, at bidraget fra én emballage skal være mere end tre gange højere end bidraget fra en anden emballage før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

På denne baggrund kan der ikke konstateres nogen forskel mellem emballagerne for bidraget til smog.

4.2.2 Toksiske effekter

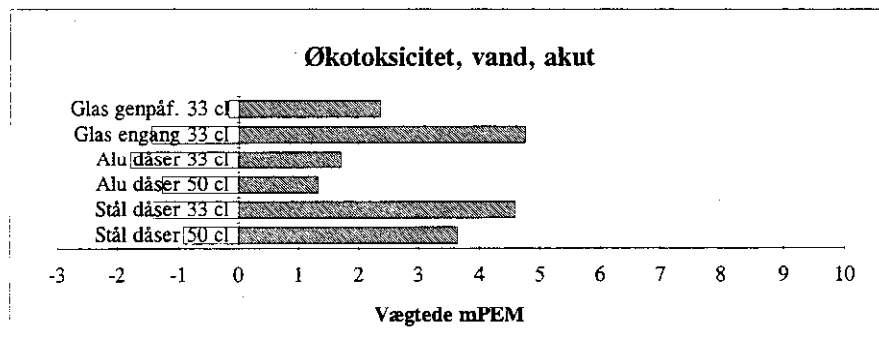
De toksiske effekter, der er opgjort, er:

Økotoksicitet:

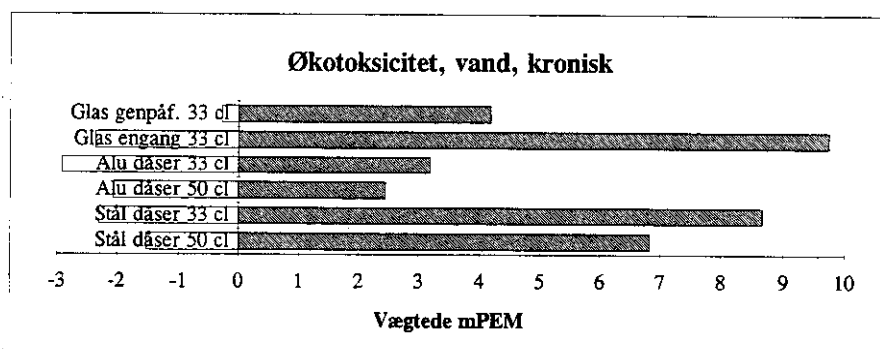
- vand, akut
- vand, kronisk
- jord, kronisk

Humantoksicitet:

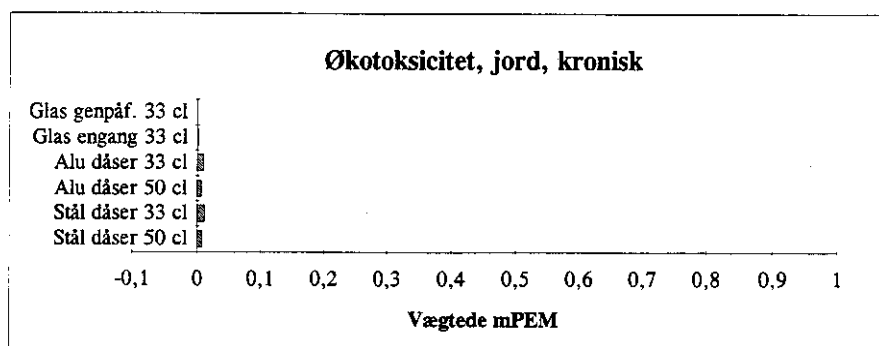
- via luft
- via vand
- via jord



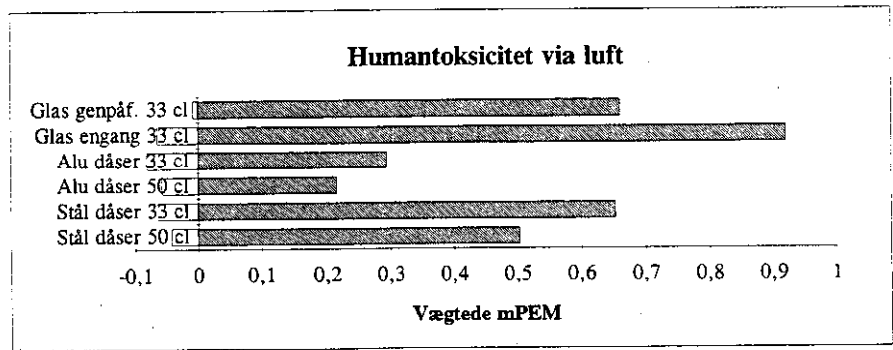
Figur 4.13
 Bidraget til økotoksicitet, vand, akut i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



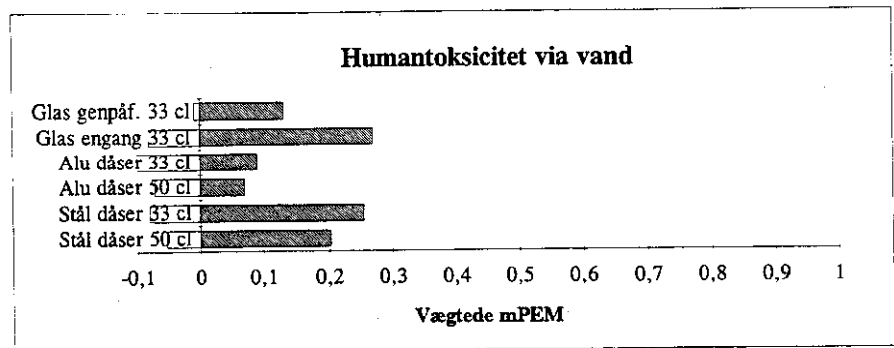
Figur 4.14
 Bidraget til økotoksicitet, vand, kronisk i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



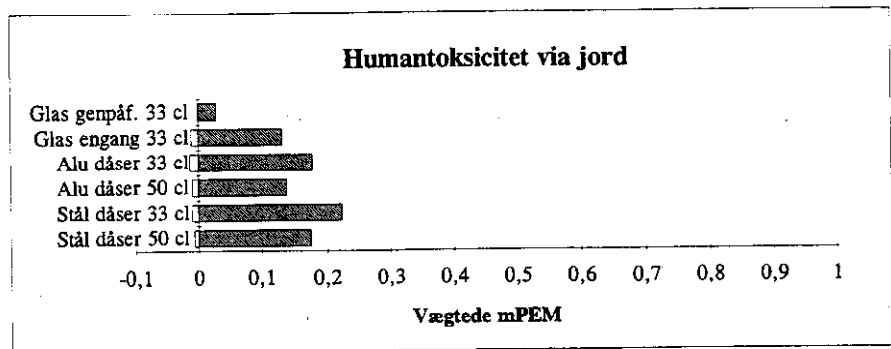
Figur 4.15
 Bidraget til økotoksicitet, jord, kronisk i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



Figur 4.16
 Bidraget til humantoksicitet via luft i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



Figur 4.17
 Bidraget til humantoksicitet via vand i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



Figur 4.18
 Bidraget til humantoksicitet via jord i vægtede milli person-
 ækvivalenter.

Inden figur 4.13 til 4.18 diskuteres skal det understreges, at der er væsentlige usikkerheder på toksicitetsvurderingerne, og det er der flere grunde til:

- Toksiske effekter er meget stedspecifikke og afhængige af den koncentration og de omstændigheder, hvor udledningen finder sted. En emission kan gøre stor skade i én situation, mens den under andre omstændigheder ville blive fortryndet inden den har nogen særlig effekt.
- Hovedbidragene til de toksiske effekter stammer fra energiproduktionen, og der er meget stor usikkerhed på de indsamlede toksicitetsdata for dette.
- Mange af de væsentlige emissioner er fra de oprindelige datakilder oplyst som "samle-kategorier", og det har ikke været muligt at finde oplysninger om de specifikke kemiske forbindelser. Det giver en meget stor usikkerhed ved brug af toksicitetsfaktorerne, der er "vurderede gennemsnit" eller kun repræsenterer én af de kemiske forbindelser, samlekategori indeholder.
- Der er en væsentlig usikkerhed forbundet med den metode, hvorpå karakteriseringsfaktorerne til de toksiske effekter opgøres. Usikkerhederne alene på grund af dette skønnes at være i størrelsesordenen en faktor 10 til 100!

Toksicitetsvurderinger skal derfor tages med et meget stort forbehold, og skal kun anvendes som *indikationer*! Vær opmærksom på, at figur 4.13 og 4.14 har skala til 10 mPEM, mens de øvrige figurer kun har skala til 1 mPEM.

Toksicitetsvurderingerne i figur 4.13 til 4.18 indikerer at:

- Økotoksicitet i vand - både kronisk og akut - betyder relativt meget i forhold til de øvrige toksicitetskategorier. De potentielle effekter for økotoksicitet vand betyder typisk en faktor 10 mere end de øvrige toksicitetskategorier.
- Bidragene til økotoksicitet vand, akut ligger på samme niveau for alle emballagerne, når usikkerhederne tages med i betragtning. Af bilag B ses, at økotoksicitet vand, akut hovedsageligt skyldes udledninger af kobber og bly, og begge disse udledninger kommer fra energiproduktionen med ovennævnte meget store usikkerhed for datagrundlaget.
- Bidragene til økotoksicitet vand, kronisk ligger på samme niveau for alle emballagerne, når usikkerhederne tages med i betragtning. Af bilag B ses, at økotoksicitet vand, kronisk hovedsageligt skyldes samlekategori "Dioxiner og furaner" samt bly, og disse udledninger kommer fra energiproduktionen med ovennævnte meget store usikkerhed for datagrundlaget.

- De potentielle bidrag til økotoksicitet, jord, kronisk er relativt lavt for alle emballager i forhold til alle andre toksiske effekter. Der er ikke nogen klar forskel på emballagerne.
- Humantoksicitet via luft skyldes primært udledningen af NO_x, der er meget toksisk. Den væsentligste kilde til NO_x er el-produktion, og denne er ofte placeret langt fra mennesker, hvorfor de reelle effekter vil være langt lavere end disse udregninger angiver. UMIP-metoden medtager endnu ikke stedspecifikke oplysninger i tilknytning til udledningerne, og resultatet skal derfor tages med forbehold.

Da udledningen af NO_x er relateret til energiforbruget følger emballagernes "mønster" forbruget af fossile brændsler: aluminiumsdåserne ser ud til at bidrage mindre til human-toksicitet via luft på grund af mindre NO_x-udledninger, men igen er usikkerheden på data så stor, at det ikke er muligt at udpege nogen klar forskel.

- Humantoksicitet via vand viser ingen klar forskel mellem emballagerne. Bidraget skyldes primært kobber fra energi-produktion, og data skal tages med forbehold som nævnt ovenfor.
- Humantoksicitet via jord viser ingen klar forskel mellem emballagerne. De potentielle bidrag skyldes hovedsageligt samlekategorien "Dioxiner og furaner" fra energiproduktionen og butyldiglykol fra dåsefremstillingen.

Samlet vurdering

Der er ingen klar forskel mellem emballagerne.

Samlet set betyder energiproduktionen til emballagerne meget for de toksiske effekter.

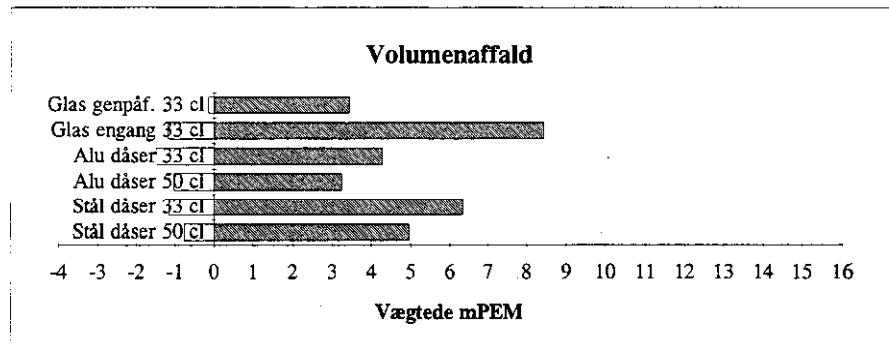
Emissionerne fra dåseproduktionen: butanol, xylen og butyldiglykol, har ikke givet store bidrag til nogen af toksicitets-kategorierne bortset fra øko- og humantoksicitet, jord, der dog i den samlede vurdering vægtes så lavt, at det ikke med rimelighed kan tillægges større betydning. Det har ikke været muligt at inddrage amylalkohol, da UMIP-databasen ikke indeholder toksicitetsfaktorer for denne forbindelse. Der er i stedet regnet igennem med toksicitetsfaktorerne for butanol for at se, om dette ville give anledning til særlige udslag, hvilket det ikke har gjort.

Det har ikke været muligt at inddrage emissionerne fra oparbejdning af aluminiumsdåser: PAH, chlorobenzener og chlorophenoler, da der ikke findes toksicitetsfaktorer for disse "samle-kategorier" i UMIP-databasen. Mængderne af dioxin fra oparbejdningen er en faktor 100 mindre end de samlede bidrag fra energiproduktionen og er derfor uden relativ betydning.

4.2.3 Affald

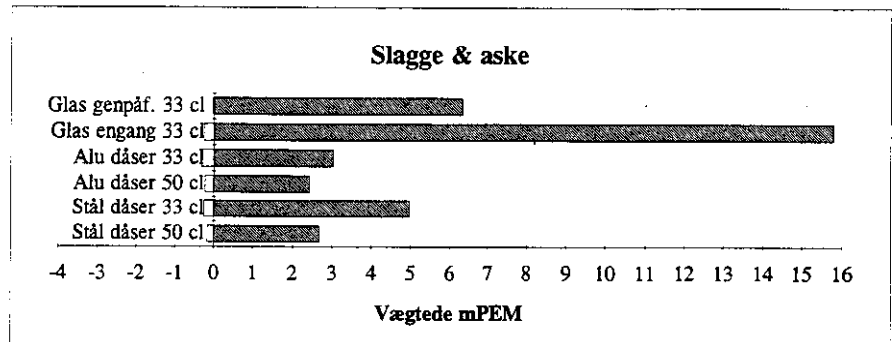
Figur 4.19 til 4.22 viser resultaterne af de 4 affaldskategorier:

- Volumenaffald
- Slagge og aske
- Farligt affald
- Radioaktivt affald



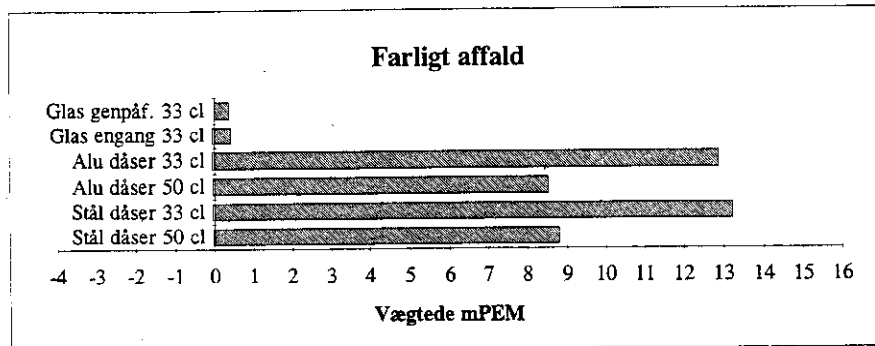
Figur 4.19

Volumenaffald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til øl.

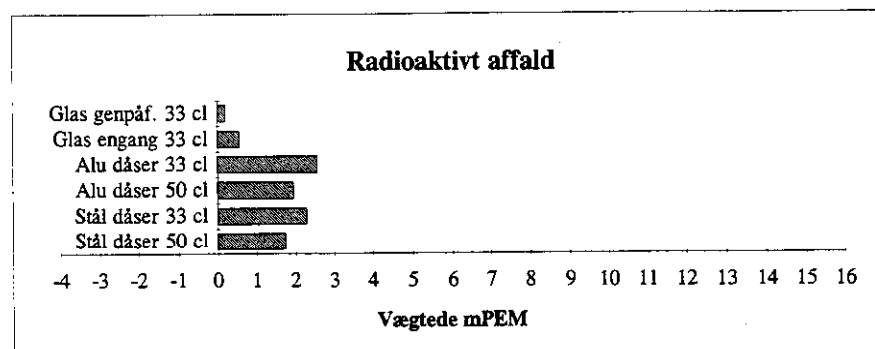


Figur 4.20

Slagge og aske i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til øl.



Figur 4.21
Farligt affald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til øl.



Figur 4.22
Radioaktivt affald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til øl.

Det ses af figur 4.19 til 4.22 at:

Volumenaffald

Bidrag til volumenaffald kommer i høj grad fra energifremstilling (hvor især kategorien “bygningsaffald - affald til deponi for bygningsaffald og inaktive materialer” bidrager væsentligt) samt i nogen grad deponering af kasserede emballager.

Der er nogen usikkerhed forbundet med kategorien “bygningsaffald”, da dette er baseret på gennemsnitstal. Der er kun lille usikkerhed på mængden af kasserede emballager til deponi. Det vurderes på denne baggrund, at mængderne af volumenaffald fra én emballage skal være mere end dobbelt så stort som

mængderne af volumenaffald for en anden emballage, for at man kan tale om, at der er forskel.

Derfor vurderes det, at engangsflasker af glas frembringer mere volumenaffald end genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser, og at ståldåser ligger et sted der imellem. Mængderne af volumenaffald fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau.

Slagge og aske

Bidrag til slagge og aske kommer i meget høj grad fra kasserede emballager, der efter at have været på affaldsforbrændingsanlæg ender som slagge og aske. Desuden kommer væsentlige bidrag til dåsesystemerne fra energifremstilling, hvor især europæisk fremstillet el og "uspecificeret energi" bidrager.

Som for volumenaffaldet skyldes usikkerheden især de gennemsnitstal, energifremstillingen er baseret på, og det vurderes derfor, at mængderne af slagge og aske fra én emballage skal være mere end dobbelt så stort som mængderne af slagge og aske for en anden emballage, for at man kan tale om, at der er forskel.

På denne baggrund er engangsflasker af glas det emballagesystem, der bidrager med de største mængder slagge og aske i forhold til alle de øvrige emballager. Genpåfyldelige glasflasker frembringer ca. dobbelt så store mængder slagge og aske som aluminiumsdåser, og ståldåser ligger et sted der i mellem.

Farligt affald

Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til farligt affald, hvilket skyldes, at slam fra vandrensning af spildevandet fra dåsefremstillingen er kategoriseret som farligt affald. Slammet indeholdt sandsynligvis rester af opløsningsmidler og lak.

Radioaktivt affald

Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til radioaktivt affald hvilket skyldes, at en forholdsmeæssig større del af produktionen af disse ligger i lande, der har atomkraft. Det har ikke været muligt at inddrage "lav-radioaktivt affald" og "mellem-radioaktivt affald" i miljøvurderingen, men mængdemæssigt følger dette det samme mønster som det højradoaktive affald.

4.3 Opsamling for øl-emballager

Enheden for ressourceforbrug og miljøeffekter er ikke den samme, og det er derfor ikke muligt at sammenligne ressourceforbrug direkte med miljøeffekterne. Et forbrug på 10 mPR af en ressource kan således ikke siges at være værre eller bedre end et bidrag til en potentiel miljøeffekt på 4 mPEM.

Der er grundliggende taget udgangspunkt i, at bidraget til en effekt skal være *mindst* 2-3 gange højere for én emballage i forhold til en

anden emballage, for at der kan siges at være nogen reel forskel. Det skyldes, usikkerhederne på datagrundlaget og beregningsfaktorerne. Det vurderes derfor, at "1 mPE" for emballage A ikke kan siges at være hverken værre eller bedre end "2 mPE" for emballage B.

Hvilken betydning forudsætningen om stedspecifik el-scenarium har for emballagerne, fremgår af bilag E, hvor der er regnet med et gennemsnitligt europæisk el-scenarium.

Forbrug af energiressourcer

Engangsglasflasker har samlet set det største forbrug af fossile brændsler, herunder især naturgas. Ståldåsernes forbrug er næsten lige så stort. De vægtede forbrug af fossile brændsler er væsentligt mindre for genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser - samlet set svarer forbrugene kun til omkring halvdelen af ståldåsernes forbrug. Samlet set ligger de vægtede forbrug af fossile brændsler på samme niveau for aluminiumsdåser og genpåfyldelige glasflasker.

Hvis der forudsættes gennemsnitlig europæisk elproduktion (bilag E) i stedet for den stedspecifikke elfremstilling stiger forbruget af fossile brændsler væsentligt for aluminiumsdåserne.

Forbrug af ressourcer til materialer

Forbruget af tin er det, der betyder mest af de ressourcer, der er vurderet. Tin bruges til ståldåserne og til kapslerne på glasflaskerne. Der er væsentlige usikkerheder forbundet med tinforbruget.

Emballagernes potentielle bidrag til drivhuseffekt, forsuring og fotokemisk ozondannelse ("smog") er relativt mere kritiske end de potentielle bidrag til ozonlagsnedbrydning og næringssaltbelastning.

Drivhuseffekt

Det vurderes, at engangsflasker og ståldåser bidrager mest til drivhuseffekten, og at genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser bidrager mindst. Bidragene fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau. Der er dog kun signifikant forskel på de mindste bidrag (aluminiumsdåser) og det største bidrag (engangsflasker).

Ved at antage gennemsnitlig europæisk elproduktion, næsten fordobles aluminiumsdåsernes bidrag til drivhuseffekten, men de ligger stadig på niveau med de andre emballagetyper.

Ozonlagsnedbrydning

Der er kun fundet meget små bidrag til ozonlagsnedbrydning for samtlige emballagesystemer. Disse bidrag kommer i forbindelse med energifremstilling. Usikkerheden på kortlægningens datagrundlag er så stor, at det ikke kan afgøres, om der er forskel på emballagerne.

<i>Forsuring</i>	Der kan ikke klart skelnes mellem bidraget til forsuring for nogen af emballagerne. Der er dog en tendens til at engangsflaskerne og ståldåserne bidrager mere til forsuring end genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser.
<i>Næringssaltbelastning</i>	Engangsflaskerne af glas bidrager mere til næringssaltsbelastningen end aluminiumsdåserne. Der er desuden en tendens til, at genpåfyldelige glasflasker bidrager mere til næringssaltbelastningen end aluminiumsdåser, og at ståldåser ligger der imellem.
<i>Smog</i>	Der kan ikke konstateres nogen forskel mellem emballagerne for bidraget til smog.
<i>Toksiske effekter</i>	<p>De potentielle bidrag til de toksiske effekter viser ingen klar forskel mellem emballagerne. Der er væsentlig usikkerhed på toksicitetsvurderingerne, og dermed på de konklusioner, der foretages på grundlag af disse.</p> <p>Samlet set betyder energiproduktionen til emballagerne meget for de toksiske effekter.</p> <p>Emissionerne fra dåseproduktionen: butanol, xylene og butyldi-glykol, har ikke givet store bidrag til nogen af toksicitetskategorierne bortset fra øko- og humantoksicitet, jord, der dog i den samlede vurdering vægtes så lavt, at det ikke med rimelighed kan tillægges større betydning.</p>
<i>Volumenaffald</i>	Det vurderes, at engangsflasker af glas frembringer mere volumenaffald end genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser, og at ståldåser ligger et sted der imellem. Mængderne af volumenaffald fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau.
<i>Slagge og aske</i>	Engangsflasker af glas er det emballagesystem, der bidrager med de største mængder slagge og aske i forhold til alle de øvrige emballager. Genpåfyldelige glasflasker frembringer ca. dobbelt så store mængder slagge og aske som aluminiumsdåser, og ståldåser ligger et sted der imellem.
<i>Farligt affald</i>	Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til farligt affald, hvilket skyldes, at slam fra vandrensning af spildevandet fra dåsefremstillingen er kategoriseret som farligt affald. Slammet indeholder sandsynligvis rester af opløsningsmidler og lak.
<i>Radioaktivt affald</i>	Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til radioaktivt affald, hvilket skyldes, at en forholdsmæssig stor del af produktionen af disse ligger i lande, der har atomkraft. Det har ikke været muligt at inddrage "lav-radioaktivt affald" og "mellem-radioaktivt affald" i miljøvurderingen, men mængdemæssigt følger dette det samme mønster som det højradoaktive affald.

Ikke-vurderede bidrag

Det har ikke været muligt at inddrage fremstillingen af lak til aluminiums- og ståldåser i kortlægningen, og derfor er bidrag herfra heller ikke med i miljøvurderingen. Hovedparten af lak består af opløsningsmidler. For fremstilling af opløsningsmidler i den kemiske industri skønnes spildprocenten af være mindre end 10%, og da hovedparten af opløsningsmidlerne ender som emissioner, når de påføres dåserne hos PLM, skønnes det, at denne udeladelse ikke er væsentlig.

Det har ikke været muligt at inddrage amylalkohol fra dåsefremstillingen, da UMIP-databasen ikke indeholder toksicitetsfaktorer for denne forbindelse. Der er i stedet regnet igennem med toksicitetsfaktorerne for butanol for at se, om dette ville give anledning til særlige udslag, hvilket det ikke har gjort.

Det har ikke været muligt at inddrage emissionerne fra oparbejdning af aluminiumsdåser: PAH, chlorobenzener og chlorophenoler, da der ikke findes toksicitetsfaktorer for disse "samle-kategorier" i UMIP-databasen. Mængderne af dioxin fra oparbejdningen er en faktor 100 mindre end de samlede bidrag fra energiproduktionen og er derfor uden relativ betydning.

De genpåfyldelige flasker af glas bidrager med væsentligt større mængder BOD og COD end de øvrige emballager, men det har ikke været muligt at inddrage udledningerne af BOD og COD i miljøvurderingen. BOD og COD kommer fra ølsjatter, når glasflaskerne vaskes på Carlsberg og Tuborg i København. For de øvrige emballager vil ølsjatter indtørre og gå med til affaldsforbrænding eller deponering, hvor det som organisk materiale ikke vil gøre den store skade. Spildevandet fra Carlsberg/Tuborg udledes til Lynetten renseanlæg, hvor de største mængder BOD og COD fjernes, og det vurderes derfor, at der ikke er væsentlig forskel på emballagesystemerne på dette punkt heller.

5. Emballager til læskedrikke

I alle figurer i dette kapitel er de skraverede felter ressourceforbruget i hele emballagens livsforløb, mens de hvide felter til venstre for akse (negative værdier) er den mængde, der godskrives på grund af energi fremkommet ved affaldsforbrænding (der redegøres for "sparede ressourcer" i "Emballager til øl og læskedrikke - kortlægning").

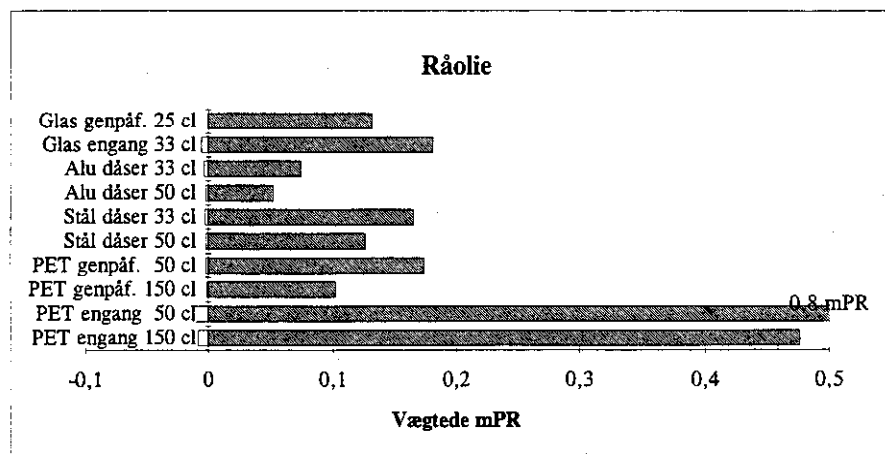
5.1 Ressourcer

Ressourcerne er inddelt som for emballagerne til øl:

- Fossile brændsler
- Metaller

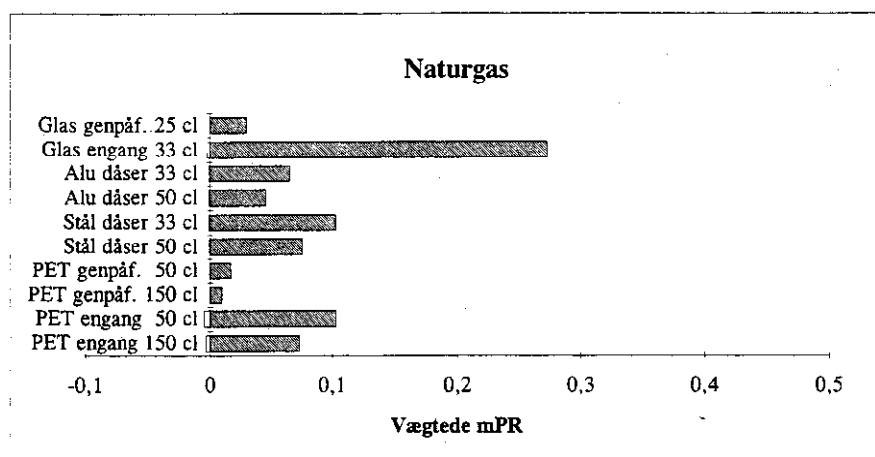
5.1.1 Fossile brændsler

Forbruget af fossile brændsler er vægtet i forhold til de kendte reserver i figur 5.1 til 5.4.

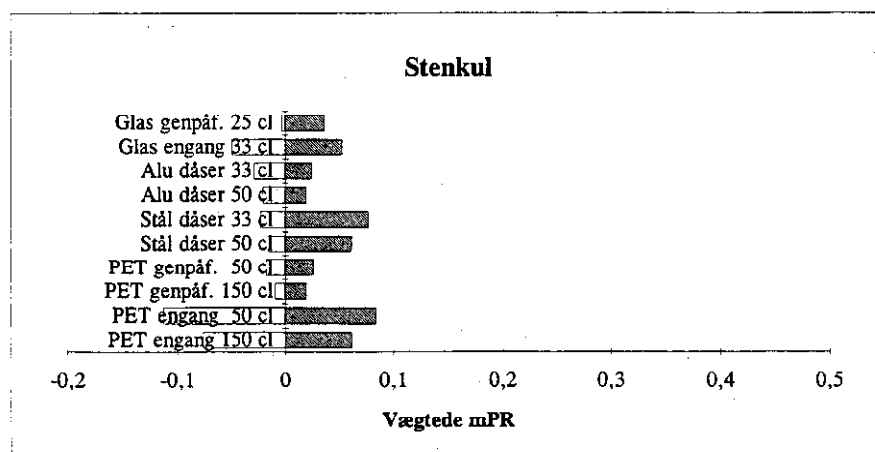


Figur 5.1

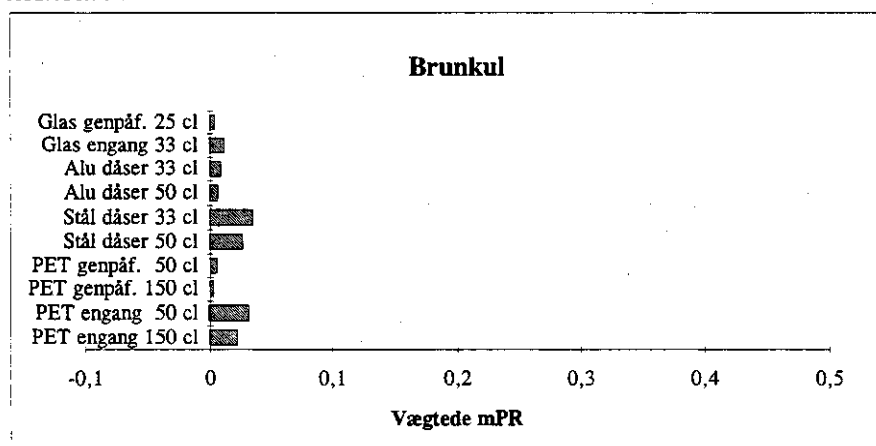
Forbruget af råolie i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.2
Forbruget af naturgas i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.3
Forbruget af stenkul i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.4
Forbruget af brunkul i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.

Vægtning: Mest kritiske forbrug

Konklusionerne for emballager til læskedrikke kører meget parallelt med konklusionerne for emballager til øl, se afsnit 4.1.1. De vægtede forbrug af fossile brændsler i figur 5.1 til 5.4 viser, at emballagernes forbruget af råolie og naturgas generelt er mere kritisk end forbruget af stenkul og brunkul.

Usikkerheder

Med baggrund i de usikkerheder, der er vurderet i kortlægningen, skal ressourceforbruget for én emballage være mere end dobbelt så stort som ressourceforbruget for en anden emballage, for at man kan tale om, at der er forskel.

Største forbrug af fossile brændsler

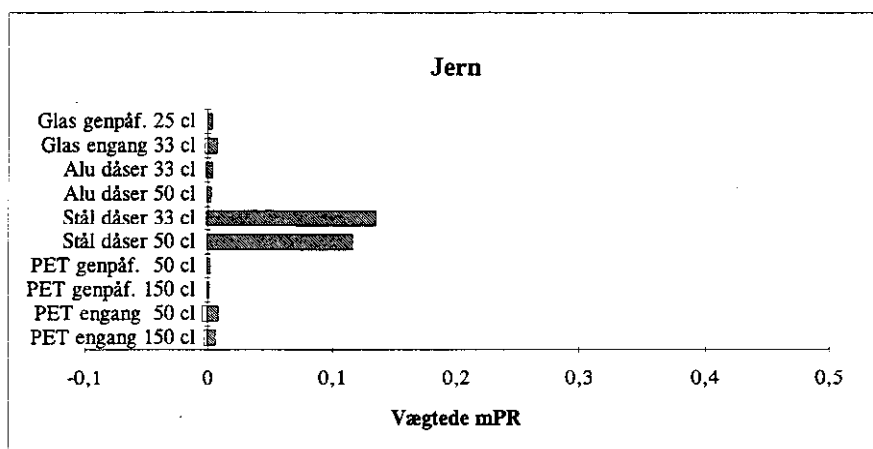
Engangs-PET-flasker har samlet set det største forbrug af fossile brændsler, herunder især råolie, hvilket skyldes, at der bruges råolie til fremstilling af materialet. Engangsglasflaskerne har det næst største forbrug af fossile brændsler. Samlet set er de vægtede forbrug af fossile brændsler væsentlig mindre for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt aluminiumsdåser, mens ståldåsernes forbrug ligger et sted imellem engangs- og genpåfyldelige glasflasker. Samlet set ligger de vægtede forbrug af fossile brændsler på samme niveau for aluminiumsdåser og genpåfyldelige glasflasker.

Forudsætning: stedspecifik elfremstilling

Denne konklusion skal ses på baggrund af en meget væsentlig forudsætning fra kortlægningen: der regnes med stedspecifik elfremstilling ligesom for emballager til øl, se diskussionen i afsnit 4.1.1. I bilag E regnes med gennemsnitlig europæisk elproduktion, og her fremgår det, at for aluminiumsdåser stiger forbruget af stenkul og brunkul.

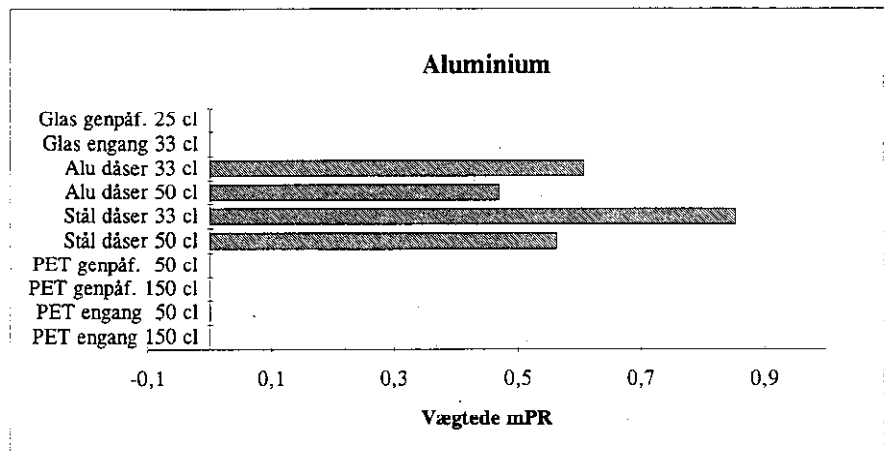
5.1.2 Metaller

Forbruget af jern, aluminium og tin fremgår af figur 5.5 til 5.7.

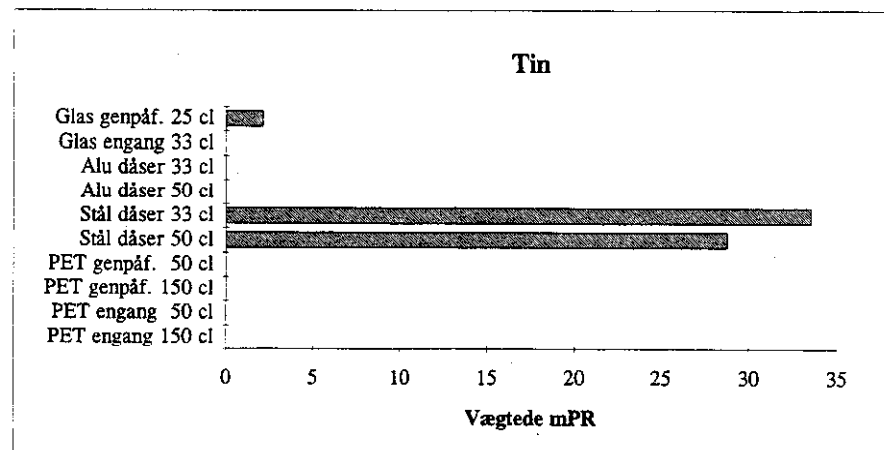


Figur 5.5

Forbruget af jern i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.6
Forbruget af aluminium i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.7
Forbruget af tin i vægtede milli person-reserver. Emballager til læskedrikke.

Bemærk, at akser for tin går til 35 mPR, mens de for jern og aluminium går til 0,9.

Det ses af figur 5.5 til 5.7 at

Tin

- Det væsentligste ressourceforbrug er tin, ligesom for emballager til øl, se diskussionen i afsnit 4.1.2. Tin bruges i ståldåser og i genpåfyldelige glasflasker - engangsflaskerne af glas til læskedrikke har skrue-låg af plast i modsætning til engangsflaskerne af glas til øl.

Aluminium

- Dernæst betyder forbruget af aluminium en del. Der indgår primær aluminium i låget på både ståldåser og aluminiumsdåser, og forbruget ligger på samme niveau for de to emballagetyper.

Genbrugsmaterialer

- Den måde, hvorpå man "tilgodeskriver" brug og produktion af genbrugsmaterialer - allokeringemetoden - er væsentlig for resultaterne. Dette er uddybet i afsnit 4.1.2 og kapitel 4 i Pommer og Wesnæs (1995). Variationen for, hvordan allokeringemetoden påvirker ressourceforbrugene for emballager til læskedrikke ligger procentmæssigt på samme niveau som for emballager til øl, og der henvises derfor til tabel 4.1 i afsnit 4.1.2. PET-flaskerne er vurderet i tabel 5.1. Både i kortlægningen og her i miljøvurderingen er 50/50 allokering benyttet som allokeringemetode.

Emballagesystem	Materialer	Variation - yderpunkter pga allokering		
		Cut-off (uden allokering)	50/50	Karlsson
Genpåfyldelige PET-flasker, 50 cl.	Forbrug af materialer Råolie	21,1 kg	- 35 %	- 30 %
	Overskud af materialer PET-granulat af dårligere kvalitet	3,7 kg		
Genpåfyldelige PET-flasker, 150 cl.	Forbrug af materialer Råolie	13,9 kg	- 35 %	- 30 %
	Overskud af materialer PET-granulat af dårligere kvalitet	2,4 kg		
Engangsflasker af PET, 50 cl.	Forbrug af materialer Råolie	202,7 kg	- 45 %	- 50 %
	Overskud af materialer PET-granulat af dårligere kvalitet	45,5 kg		
Engangsflasker af PET, 50 cl.	Forbrug af materialer Råolie	113,5 kg	- 45 %	- 50 %
	Overskud af materialer PET-granulat af dårligere kvalitet	25,5 kg		

Tabel 5.1

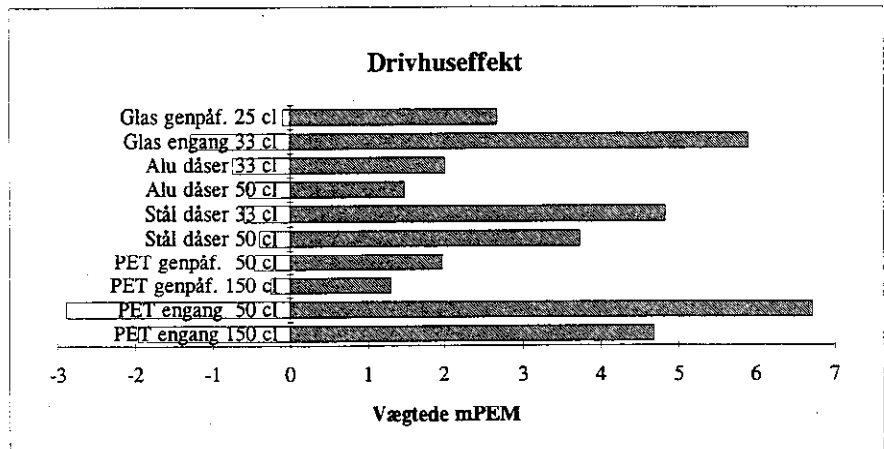
Tabel 5.1 er en fortsættelse af tabel 4.1: Allokeringemetodens betydning for ressourceforbruget på grund af de genbrugsmaterialer, der går ind og ud af emballagesystemerne. Mængderne er i denne tabel per 72,3 liter læskedrikke.

5.2 Miljøeffekter

Miljøeffekterne er lige som for øl-emballager i 3 kategorier:

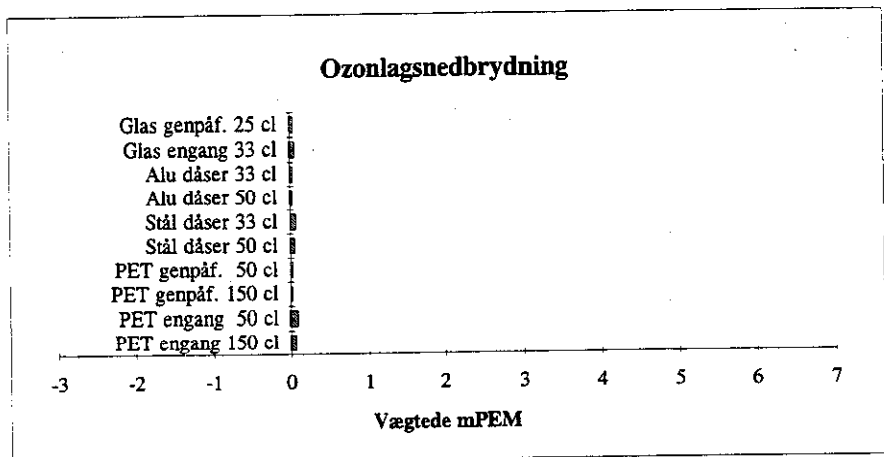
- Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringssaltsbelastning og fotokemisk ozondannelse
- Toksiske effekter
- Affald

5.2.1 Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringssaltsbelastning og fotokemisk ozondannelse



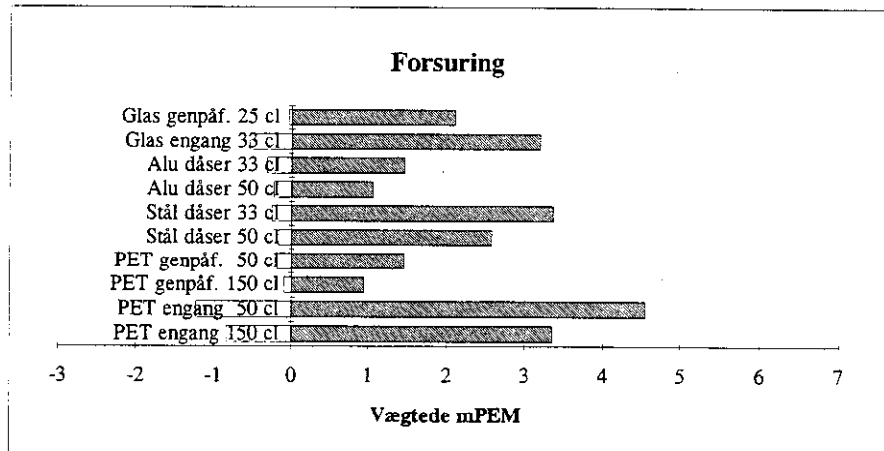
Figur 5.8

Bidraget til drivhuseffekt i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til læskedrikke.

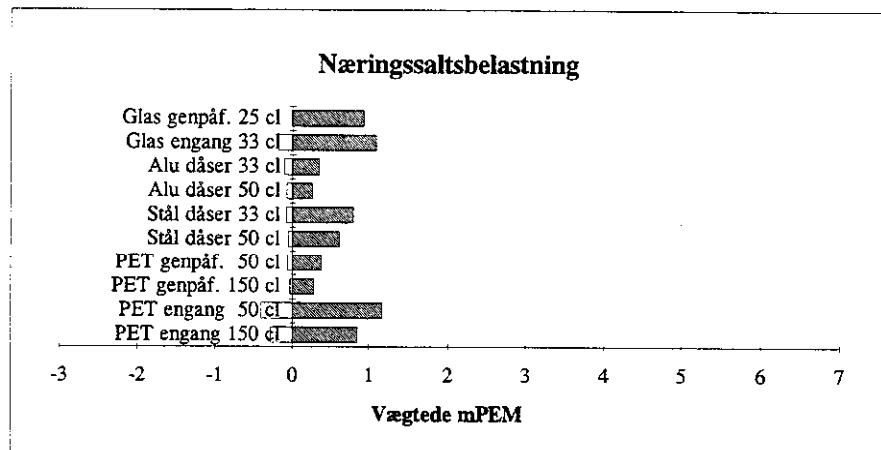


Figur 5.9

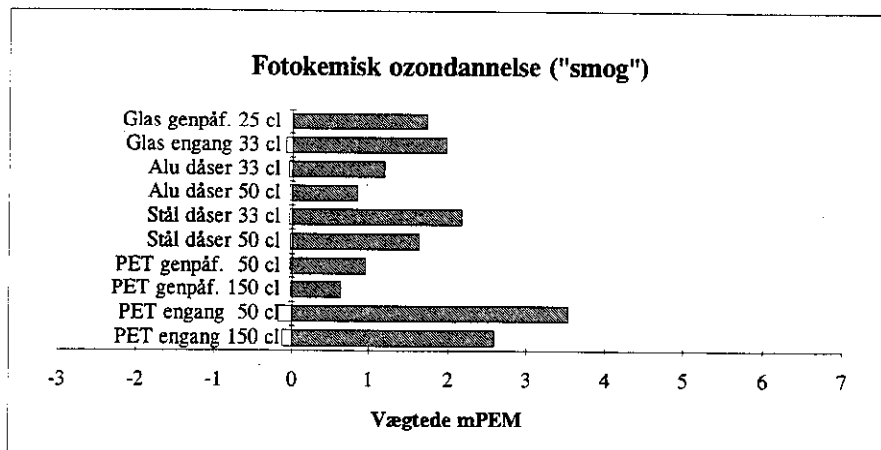
Bidraget til ozonlagsnedbrydning i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 5.10
Bidraget til forsuring i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 5.11
Bidraget til næringssaltsbelastning i vægtede milli person-ækvivalenter.



Figur 5.12
Bidraget til fotokemisk ozondannelse ("smog") i vægtede milli person-ækvivalenter.

Det ses af figur 5.8 til 5.12, at som for emballager til øl er emballagernes potentielle bidrag til drivhuseffekt, forsuring og fotokemisk ozondannelse af relativt mere kritiske end de potentielle bidrag til ozonlagsnedbrydning og næringsaltbelastning.

Alle effekter skal fortolkes som *potentielle miljøeffekter*.

Drivhuseffekt

Bidragene til drivhuseffekten er af relativt stor betydning for alle emballagerne jf. vægtningen. Usikkerheden på drivhuseffekten er beskrevet under emballager til øl afsnit 4.2.1. Som nævnt under øl-emballagerne skal det bemærkes, at det ikke har været muligt at inddrage alle bidrag til kuldioxid fra fremstilling af materialerne, da en del data er baseret på BUWAL (1990), der ikke opgør kuldioxid. Der mangler derfor væsentlige kuldioxidemissioner, og de samlede bidrag vil derfor være større end her angivet. Det skønnes, at bidraget fra én emballage skal være mere end dobbelt så stort som bidraget fra en anden emballage, før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

På denne baggrund vurderes det, at engangsflasker af glas og PET bidrager mest til drivhuseffekten, og at genpåfyldelige glasflasker og PET-flasker samt aluminiumsdåser bidrager mindst til drivhuseffekten. Ståldåser ligger et sted i mellem. Bidragene fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau. Der er dog kun signifikant forskel på de mindste bidrag (genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser) og de største bidrag (engangsflasker af glas og PET).

Ved at benytte gennemsnitlig europæisk elfremstilling (bilag E) næsten fordobles aluminiumsdåsernes bidrag til drivhuseffekten, men de ligger stadig på niveau med de andre emballagetyper.

Ozonlagsnedbrydning

Der er kun fundet meget små bidrag til ozonlagsnedbrydning for samtlige emballagesystemer. Disse bidrag kommer i forbindelse med energifremstilling. Usikkerheden på kortlægningens datagrundlag er så stort, at det ikke kan afgøres, om der er forskel på emballagerne.

Forsuring

Som beskrevet for emballage til øl afsnit 4.2.1 skyldes bidraget til forsuring hovedsageligt energifremstilling og transport. Bidraget til forsuring fra én emballage skal være mere end tre gange højere end bidraget fra en anden emballage før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne. Der er en tendens til, at bidraget til forsuring er lavest fra aluminiumsdåser samt genpåfyldelige PET-flasker og højest fra ståldåser, engangsflasker af glas og PET. Genpåfyldelige glasflasker ligger et sted der imellem.

Næringsaltbelastning

På grund af usikkerheden, som er beskrevet i afsnit 4.2.1 for øl-emballage, skal bidraget fra én emballage være mere end tre gange

højere end bidraget fra en anden emballage før man kan tale om, at der er forskel mellem emballagerne.

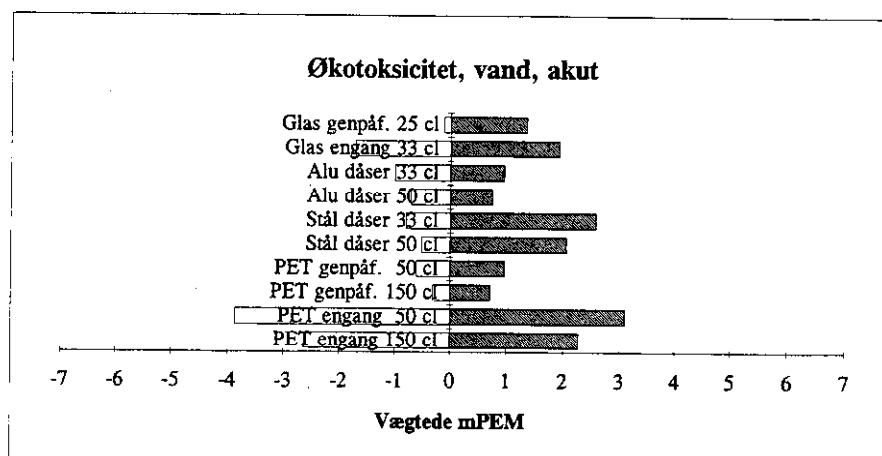
På denne baggrund kan det konstateres, at engangsflaskerne af glas og af PET bidrager mere til næringssaltbelastningen end aluminiumsdåserne og de genpåfyldelige PET-flasker. Der er desuden en tendens til, at genpåfyldelige glasflasker bidrager mere til næringssaltbelastningen end aluminiumsdåserne, og at ståldåserne ligger der imellem.

Smog

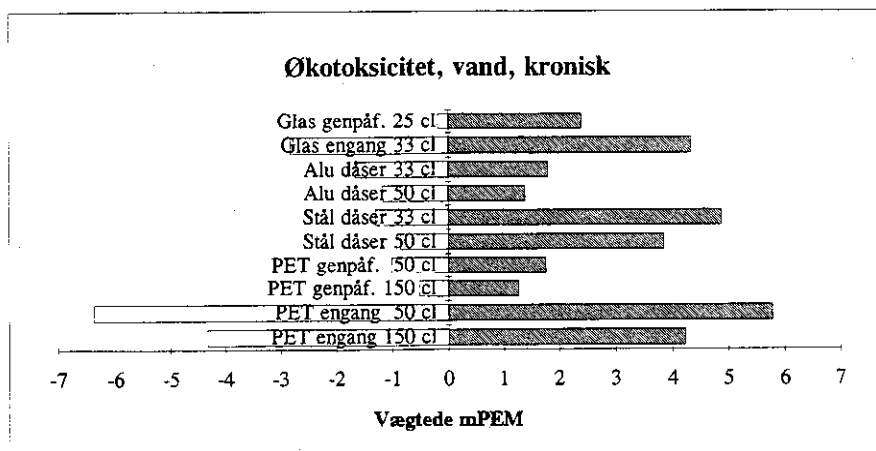
Konklusionen for fotokemisk ozondannelse er meget parallel med konklusionen for øl-emballage afsnit 4.2.1. Der kan der ikke påvises nogen forskel mellem bidraget fra glasflasker, aluminiumsdåser og ståldåser. De genpåfyldelige PET-flasker bidrager mindre end engangsflaskerne af PET. Bidraget skyldes hovedsageligt energifremstilling og transport.

5.2.2 Toksiske effekter

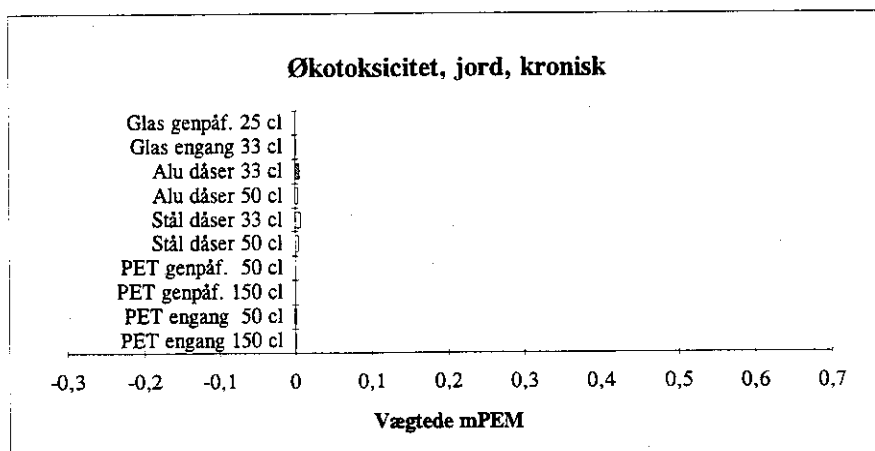
De toksiske effekter er ligesom for emballager til øl inddelt i økotoksicitet og humantoksicitet.



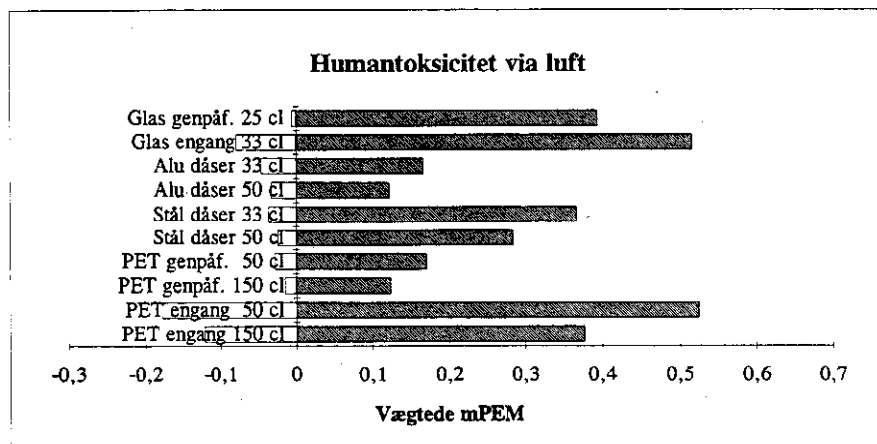
Figur 5.13.
Bidraget til økotoksicitet, vand, akut i vægtede milli person-ækvivalenter.



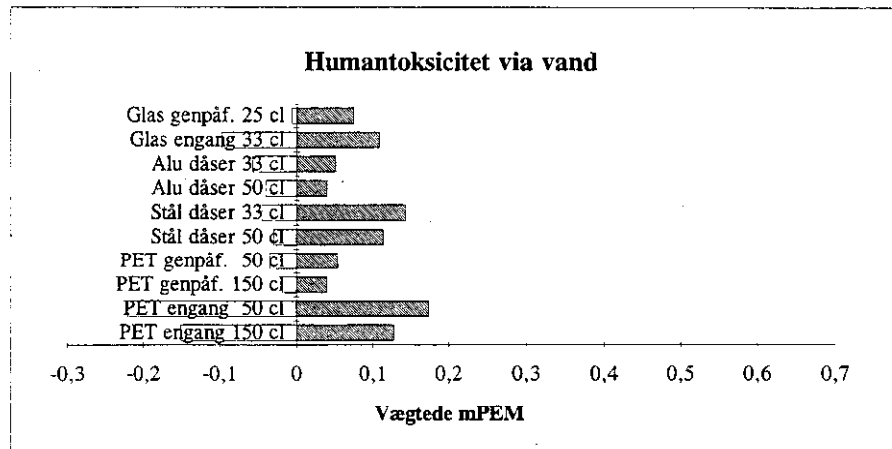
Figur 5.14
 Bidraget til økotoksicitet, vand, kronisk i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



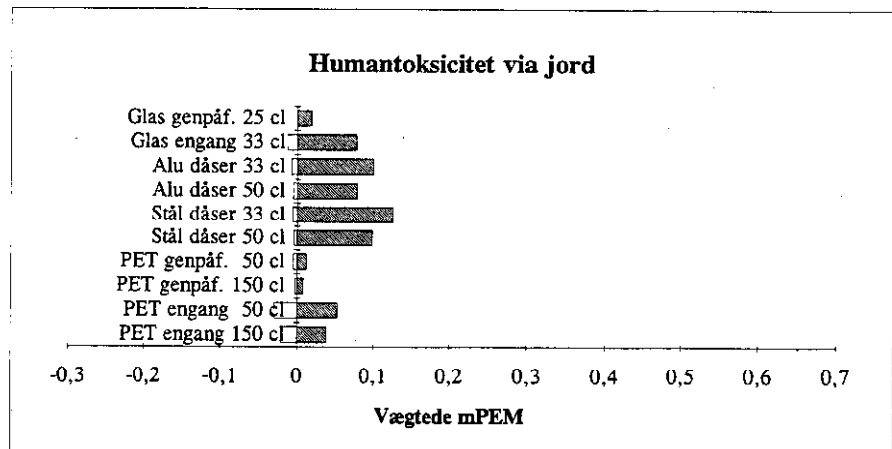
Figur 5.15
 Bidraget til økotoksicitet, jord, kronisk i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



Figur 5.16
 Bidraget til humantoksicitet via luft i vægtede milli person-
 ækvivalenter.



Figur 5.17
Bidraget til humantoksicitet via vand i vægtede milli person-
ækvivalenter.



Figur 5.18
Bidraget til humantoksicitet via jord i vægtede milli person-
ækvivalenter.

Som understreget under emballager til øl i afsnit 4.2.2 er der væsentlige usikkerheder på toksicitetsvurderingerne - se begrundelserne i afsnit 4.2.2.

Toksicitetsvurderinger skal derfor tages med et meget stort forbehold, og skal kun anvendes som *indikationer!* Vær opmærksom på, at akserne på figur 4.13 og 4.14 går til 7 mPE, mens de øvrige figurer kun går til 0,7 mPEM, og at disse bidrag derfor betyder forholdsvis mindre.

Toksicitetsvurderingerne i figur 5.13 til 5.18 indikerer at:

- Økotoksicitet i vand - både kronisk og akut - betyder relativt meget i forhold til de øvrige toksicitetskategorier. De

potentielle effekter for økotoksicitet vand betyder typisk en faktor 10 mere end de øvrige toksicitetskategorier.

- Bidragene til økotoksicitet vand, akut ligger på samme niveau for alle emballagerne, når usikkerhederne tages med i betragtning. Af bilag B ses, at økotoksicitet vand, akut hovedsageligt skyldes udledninger af kobber og bly, og begge disse udledninger kommer fra energiproduktionen med ovennævnte meget store usikkerhed for datagrundlaget. Da emissionerne er relateret til energiproduktionen ses det, at der især for PET-flaskerne er væsentlige besparelser at hente ved forbrænding af emballagerne.
- Bidragene til økotoksicitet vand, kronisk ligger på samme niveau for alle emballagerne, når usikkerhederne tages med i betragtning. Af bilag B ses, at økotoksicitet vand, kronisk hovedsageligt skyldes samlekategori "Dioxiner og furaner" samt bly, og disse udledninger kommer fra energiproduktionen med ovennævnte meget store usikkerhed for datagrundlaget. Da emissionerne er relateret til energiproduktionen ses det, at der især for PET-flaskerne er væsentlige besparelser at hente ved forbrænding af emballagerne.
- De potentielle bidrag til økotoksicitet, jord, kronisk er relativt lavt for alle emballager i forhold til alle andre toksiske effekter. Der er ikke nogen klar forskel på emballagerne.
- Humantoksicitet via luft skyldes primært udledningen af NO_x , der er meget toksisk. Den væsentligste kilde til NO_x er el-produktion, og denne er ofte placeret langt fra mennesker, hvorfor de reelle effekter vil være langt lavere end disse udregninger angiver. UMIP-metoden medtager endnu ikke stedspecifikke oplysninger i tilknytning til udledningerne, og resultatet skal derfor tages med forbehold.

Da udledningen af NO_x er relateret til energiforbruget følger emballagerne "mønster" forbruget af fossile brændsler: aluminiumsdåserne og de genpåfyldelige PET-flasker ser ud til at bidrage mindre til humantoksicitet via luft på grund af mindre NO_x -udledninger og der er især for PET-flaskerne væsentlige besparelser at hente ved forbrænding af emballagerne. Igen skal det pointeres, at usikkerheden på data er så stor, at det ikke er muligt at udpege nogen klar forskel.

- Humantoksicitet via vand viser ingen klar forskel mellem emballagerne. Bidraget skyldes primært kobber fra energiproduktion, og data skal tages med forbehold som nævnt ovenfor.

- Humantoksicitet via jord viser ingen klar forskel mellem emballagerne. De potentielle bidrag skyldes hovedsageligt samlekategorien "Dioxiner og furaner" fra energiproduktionen og butyldiglykol fra dåsefremstillingen.

Samlet vurdering

Der er ingen klar forskel mellem emballagerne.

Samlet set betyder energiproduktionen til emballagerne meget for de toksiske effekter.

Emissionerne fra dåseproduktionen: butanol, xylene og butyldiglykol, har ikke givet store bidrag til nogen af toksicitetskategorierne bortset fra øko- og humantoksicitet, jord, der dog i den samlede vurdering vægtes så lavt, at det ikke med rimelighed kan tillægges større betydning. Det har ikke været muligt at inddrage amylalkohol, da UMIP-databasen ikke indeholder toksicitetsfaktorer for denne forbindelse. Der er i stedet regnet igennem med toksicitetsfaktorerne for butanol for at se, om dette ville give anledning til særlige udslag, hvilket det ikke har gjort.

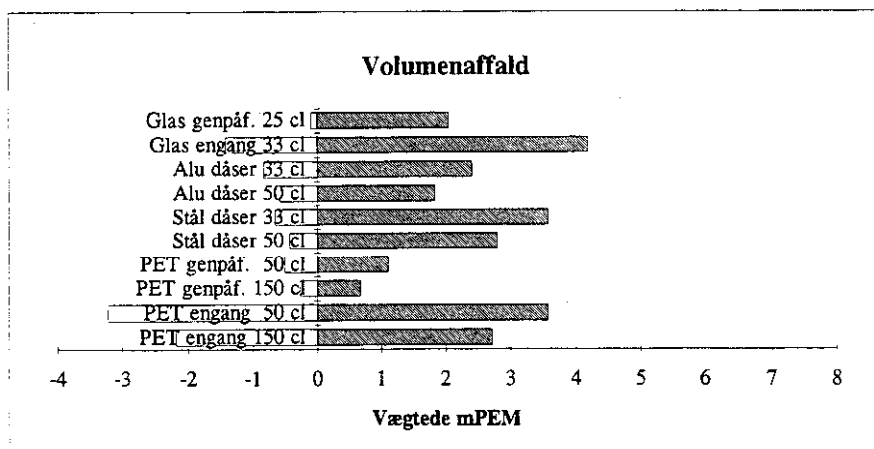
Som beskrevet i afsnit 4.2.2 for øl-emballage har det ikke været muligt at inddrage emissionerne fra oparbejdning af aluminiumsdåser: PAH, chlorobenzener og chlorophenoler. Mængderne af dioxin fra oparbejdningen er en faktor 100 mindre end de samlede bidrag fra energiproduktionen og er derfor uden relativ betydning.

Det har ikke været muligt at vurdere et forhold, som *kan* have betydning for vurdering af PET-flaskerne: Muligvis migrerer potentielt toksiske stoffer fra PET-flaskerne til læskedrikken. En italiensk undersøgelse fra 1989 viser, at mutagene stoffer migrerer efter 1 måneds opbevaring (De Fusco et al., 1989) og en anden italiensk undersøgelse fra 1994 viser, at nogle potentielt genotoksiske stoffer migrerer ud i læskedrikken fra PET-flasker (acetaldehyd, dimethyl terephthalat og terephthalatsyre) (Monarca et al., 1994). Der findes ingen danske undersøgelser på området.

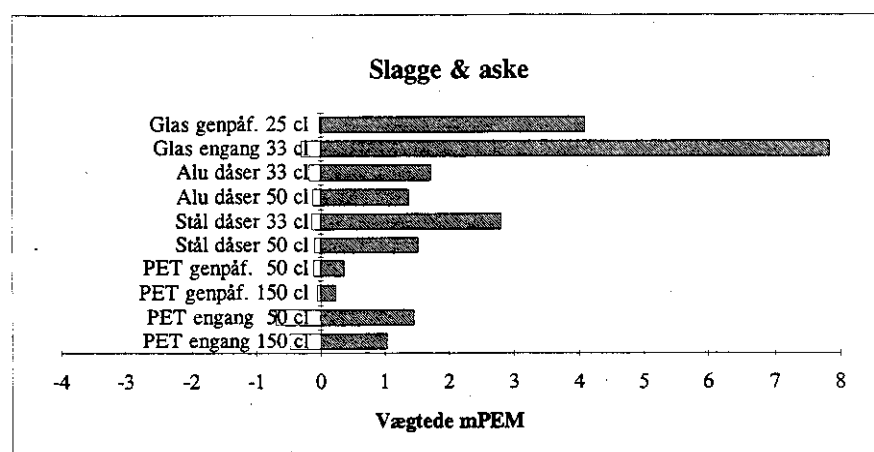
5.2.3 Affald

Figur 5.19 til 5.22 viser resultaterne af de 4 affaldskategorier:

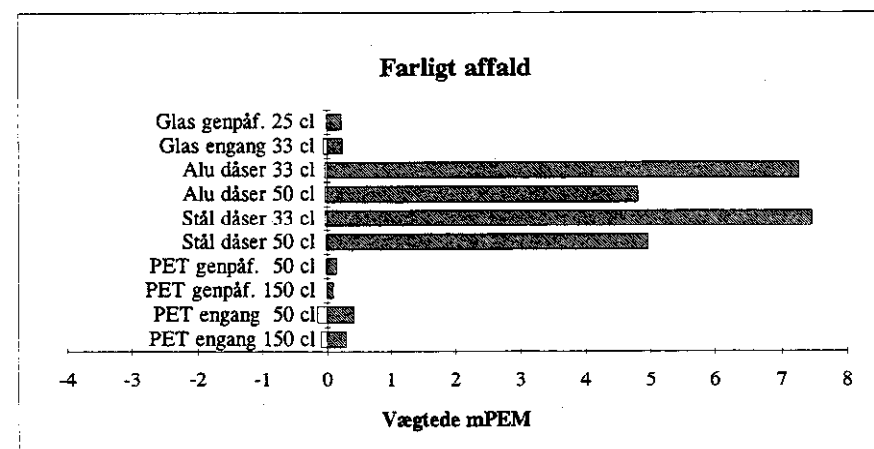
- Volumenaffald
- Slagge og aske
- Farligt affald
- Radioaktivt affald



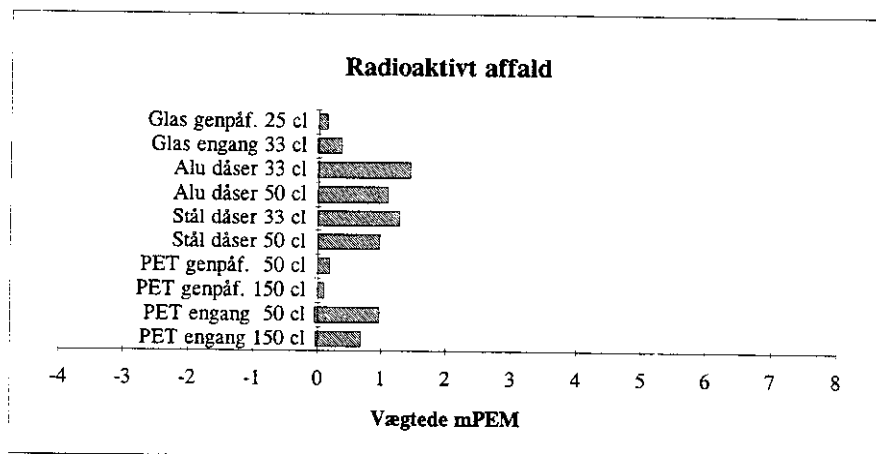
Figur 5.19
Volumenaffald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.20
Slagger og aske i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.21
Farligt affald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til læskedrikke.



Figur 5.22

Radioaktivt affald i vægtede milli person-ækvivalenter. Emballager til læskedrikke.

Det ses af figur 5.19 til 5.22 at:

Volumenaffald

Mængden af volumenaffald skal for én emballage være mere end dobbelt så stor som mængden for en anden emballage, før man kan tale om, at der er forskel. Dette begrundes i afsnit 4.2.3 under øl-emballage. Engangsflaskerne af glas og PET samt ståldåser bidrager mere til volumenaffald, end de andre emballager. De genpåfyldelige flasker af PET bidrager mindst til volumenaffald. Bidragene fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger der imellem. Volumenaffald fremkommer hovedsageligt under energifremstillingen til emballagesystemerne, og derfor kan der også spares væsentlige mængder volumenaffald, hvis energien fra forbrænding udnyttes - især for engangsflasker af PET.

Slagge og aske

I følge afsnit 4.2.3 om øl-emballager skal mængden af slagge og aske fra én emballage være mere end dobbelt så stor som mængden fra en anden emballage, før man kan tale om, at de er forskellige. Engangsflaskerne af glas bidrager mere til slagge og aske end de øvrige systemer. Dette skyldes hovedsageligt de mængder glas, som går til affaldsforbrænding og herefter deponeres som slagger. Genpåfyldelige glasflasker bidrager også en del til denne kategori, men dog mindre end engangsflaskerne.

Farligt affald

Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til farligt affald, hvilket skyldes, at slam fra vandrensning af spildevandet fra dåsefremstillingen er kategoriseret som farligt affald. Slammet indeholdt sandsynligvis rester af opløsningsmidler og lak.

Radioaktivt affald

Aluminiums- og ståldåserne og engangsflasker af PET bidrager mest til radioaktivt affald, hvilket skyldes, at en forholdsmæssig større del af produktionen af disse ligger i lande, der har atomkraft. Det har ikke været muligt at inddrage "lav-radioaktivt affald" og "mellem-radioaktivt affald" i miljøvurderingen, men mængdemæssigt følger dette det samme mønster som det højradoaktive affald.

5.3 Opsamling for emballager til læskedrikke

Som nævnt under øl-emballager, er enheden for ressourceforbrug og miljøeffekter er ikke den samme, og det er derfor ikke muligt at sammenligne ressourceforbrug direkte med miljøeffekterne.

Der er grundlæggende taget udgangspunkt i, at bidraget til en effekt skal være *mindst* 2-3 gange højere for en emballage i forhold til en anden emballage, for at der kan siges at være nogen reelle forskel. Begrundelsen fra emballager til øl afsnit 4.3 gælder også her.

Som nævnt under emballager til øl regnes der i bilag E med et gennemsnitlig europæisk el-scenarium i stedet for stedspecifik elfremstilling.

Forbrug af energiresourcer

Engangs-PET-flasker har samlet set det største forbrug af fossile brændsler, herunder især råolie, hvilket skyldes, at der bruges råolie til fremstilling af materialet. Engangsglasflaskerne har det næst største forbrug af fossile brændsler. Samlet set er de vægtede forbrug af fossile brændsler væsentlig mindre for genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser, mens ståldåsernes forbrug ligger et sted imellem engangs- og genpåfyldelige glasflasker. Samlet set ligger de vægtede forbrug af fossile brændsler på samme niveau for aluminiumsdåser og genpåfyldelige glasflasker. Ved at benytte gennemsnitlig elproduktion som i bilag E, stiger forbruget af stenkul og brunkul.

Forbrug af ressourcer til materialer

Forbruget af tin er det, der betyder mest af de ressourcer, der er vurderet. Tin bruges til ståldåserne og til kapslerne på de genpåfyldelige glasflasker. Der er væsentlige usikkerheder forbundet med tinforbruget.

Drivhuseffekt

Engangsflasker af glas og af PET samt ståldåser bidrager mest til drivhuseffekten, og at genpåfyldelige glasflasker og PET-flasker samt aluminiumsdåser bidrager mindst til drivhuseffekten. Bidragene fra genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau. Der er dog kun signifikant forskel på de mindste bidrag (genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser) og de største bidrag (engangsflasker af glas og PET).

Ved at benytte gennemsnitlig europæisk elfremstilling (bilag E) næsten fordobles aluminiumsdåsernes bidrag til drivhuseffekten, men de ligger stadig på niveau med de andre emballagetyper.

Ozonlagsnedbrydning

Usikkerheden på kortlægningens datagrundlag er så stort, at det ikke kan afgøres, om der er forskel på emballagernes bidrag til ozonlagsnedbrydning. Bidragene til ozonlagsnedbrydning er meget små for alle emballagetyper.

Forsuring

Der er en tendens til, at bidraget til forsuring er lavest fra aluminiumsdåser samt genpåfyldelige PET-flasker og højest fra ståldåser, engangsflasker af glas og PET. Genpåfyldelige glasflasker ligger et sted der imellem.

Næringssaltbelastning

Det kan konstateres, at engangsflaskerne af glas og af PET bidrager mere til næringssaltbelastningen end aluminiumsdåserne og de genpåfyldelige PET-flasker. Der er desuden en tendens til, at genpåfyldelige glasflasker bidrager mere til næringssaltbelastningen end aluminiumsdåserne, og at ståldåserne ligger der imellem.

Smog

Konklusionen for fotokemisk ozondannelse er meget parallel med konklusionen for øl-emballage afsnit 4.2.1. Der kan der ikke påvises nogen forskel mellem bidraget fra glasflasker, aluminiumsdåser og ståldåser. De genpåfyldelige PET-flasker bidrager mindre end engangsflaskerne af PET. Bidraget skyldes hovedsageligt energifremstilling og transport.

Toksiske effekter

De potentielle bidrag til de toksiske effekter viser ingen klar forskel mellem emballagerne. Der er væsentlig usikkerhed på toksicitetsvurderingerne, og dermed på de konklusioner, der foretages på grundlag af disse.

Samlet set betyder energiproduktionen til emballagerne meget for de toksiske effekter.

Emissionerne fra dåseproduktionen: butanol, xylene og butyldiglykol, har ikke givet store bidrag til nogen af toksicitetskategorierne bortset fra øko- og humantoksicitet, jord, der dog i den samlede vurdering vægtes så lavt, at det ikke med rimelighed kan tillægges større betydning.

Volumenaffald

Engangsflaskerne af glas og PET bidrager mere til volumenaffald, end de andre emballager. De genpåfyldelige flasker af PET bidrager mindst til volumenaffald.

Slagge og aske

Engangsflaskerne af glas bidrager mere til slagge og aske end de øvrige systemer. Dette skyldes hovedsageligt de mængder glas, som går til affaldsforbrænding og herefter deponeres som slagge. Genpåfyldelige glasflasker bidrager også en del til denne kategori, men dog mindre end engangsflaskerne.

Farligt affald

Aluminiums- og ståldåserne bidrager mest til farligt affald, hvilket skyldes, at slam fra vandrensning af spildevandet fra dåsefremstillingen er kategoriseret som farligt affald. Slammet indeholdt sandsynligvis rester af opløsningsmidler og lak.

Radioaktivt affald

Aluminiums- og ståldåserne og engangsflasker af PET bidrager mest til radioaktivt affald, hvilket skyldes, at en forholdsmæssig større del af produktionen af disse ligger i lande, der har atomkraft. Det har ikke været muligt at inddrage "lav-radioaktivt affald" og "mellem-radioaktivt affald" i miljøvurderingen, men mængdemæssigt følger dette det samme mønster som det højradoaktive affald.

Ikke-vurderede bidrag

Diskussionen af ikke-vurderede bidrag fra emballager til læskedrikke kører parallelt med øl-emballagerne, læs denne.

Derudover skal det bemærkes, at det ikke har været muligt at inddrage mulig migration af potentielt toksiske stoffer fra PET-flaskerne til læskedrikken. Det *kan* have betydning for vurdering af PET-flaskerne. Der findes ingen danske undersøgelser på området.

6. Referencer

Fusco, de R, et al. (1989): Leaching of mutagens into mineral water from polyethyleneterephthalate bottles. Fra The Science of the Total Environment, 90 (1990) 241-248. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

Hauschild, M.Z. og H. Wenzel (1996): Drivhuseffekten som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z. og H. Wenzel (1996): Stratosfærisk ozonnedbrydning som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z. og H. Wenzel (1996): Fotokemisk ozondannelse som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z. og H. Wenzel (1996): Forsuring som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z. og H. Wenzel (1996): Næringssaltsbelastning som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z., H. Wenzel, A. Damborg og J. Tørslev (1996): Økotoxicitet som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Hauschild, M.Z., S.I. Olsen og H. Wenzel (1996): Toksicitet overfor mennesker i det ydre miljø som vurderingskriterium i livscyklusvurdering. Institutet for Produktudvikling, 1996.

Monarca S. et al. (1994): Studies of migration of potentially genotoxic compounds into water stored in PET bottles. Fd Chem. Toxic. Vol 32, No 9, pp 783-788, 1994. 1994 Elsevier Science Ltd.

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

Pommer K. og M. Wesnæs (1995): Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke. Hovedrapport. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 62, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wenzel H., M. Hauschild og E. Rasmussen (1996): Miljøvurdering af produkter. Forventes færdig i løbet af november, og er Miljøstyrelsen bekendt. Miljøstyrelsen 1996.

Wesnæs M. og K. Pommer (1995): Delrapport 1: Miljømæssig kortlægning af genpåfyldelige glasflasker. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 70, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wesnæs M. og K. Pommer (1995): Delrapport 2: Miljømæssig kortlægning af engangsglasflasker. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 71, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wesnæs M. og K. Pommer (1995): Delrapport 3: Miljømæssig kortlægning af aluminiumsdåser. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 72, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Pommer K. og M. Wesnæs (1995): Delrapport 4: Miljømæssig kortlægning af ståldåser. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 73, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wesnæs M. og K. Pommer (1995): Delrapport 5: Miljømæssig kortlægning af genpåfyldelige PET-flasker. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 74, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wesnæs M. og K. Pommer (1995): Delrapport 6: Miljømæssig kortlægning af engangsflasker af PET. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 75, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Wesnæs M. (1995): Delrapport 7: Miljømæssig kortlægning af transport og energifremstilling - beregningsgrundlag for miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 76, 1995. Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.

Bilag A. Ressourcer - beregninger og resultater

A.1 Opgørelse af ressourceforbrug

Metoden for udvælgelsen af ressourcer fremgår af kapitel 3: Metode.

Ressourceforbrug i opgørelsen stammer direkte fra kortlægningen.

A.1.1 Emballager til øl

	Enhed	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	kg	43,65	-0,11	39,03	-0,94	26,44	-1,16	18,89	-0,82	58,76	-0,91	44,86	-0,60
Naturgas	Nm3	8,17	-0,04	78,29	-0,33	21,65	-0,41	15,25	-0,29	33,90	-0,33	24,96	-0,22
- heraf: Gas fra kombin. felter	Nm3	1,95	-0,01	1,60	-0,05	1,13	-0,06	0,81	-0,04	2,70	-0,04	2,07	-0,03
- heraf: Naturgas	Nm3	6,22	-0,03	76,69	-0,29	20,53	-0,36	14,44	-0,25	31,20	-0,28	22,89	-0,19
Stenkul	kg	48,31	-3,71	99,90	-31,13	32,72	-38,53	25,67	-27,24	102,13	-30,34	81,93	-20,03
- heraf: Stenkul	kg	48,31	-3,71	99,90	-31,13	32,72	-38,53	25,67	-27,24	92,96	-30,34	74,00	-20,03
- heraf: Kul/koks	kg									9,17		7,93	
Brunkul	kg	4,75	-0,04	13,38	-0,36	12,65	-0,45	8,93	-0,32	47,57	-0,35	36,57	-0,23
Jern	kg	0,61	-0,02	1,36	-0,15	0,73	-0,19	0,54	-0,13	22,62	-0,15	19,42	-0,10
Aluminium	kg	4,4E-3	-1,1E-4	6,7E-3	-9,0E-4	5,68	-0,001	4,39	-0,001	7,98	-0,001	5,27	-0,001
Bauxit, omregnes til alu ovenfor (4,815 kg bauxit per kg alu)	kg	2,1E-2	-5,2E-4	3,2E-2	-4,3E-3	27,36	-0,01	21,15	-0,004	38,43	-0,004	25,37	-0,003
Tin	kg	0,025	-1,8E-7	0,025	-1,5E-6	3,8E-5	-1,9E-6	2,7E-5	-1,4E-6	0,519	-1,5E-6	0,446	-1,0E-6

Tabel A.1. Opgørelse af udvalgte ressourceforbrug for emballager til øl.

A.1.2 Emballager til læskedrikke

For aluminiumsdåser og ståldåser til læskedrikke, se under emballager til øl

	Enhed	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	kg	46,80	-0,13	64,40	-1,99	61,78	-0,71	36,39	-0,37	288,35	-4,49	169,89	-3,05
Naturgas	Nm3	10,04	-0,05	90,11	-0,71	5,73	-0,25	3,30	-0,13	34,10	-1,60	24,12	-1,09
- heraf: Gas fra kombin. felter	Nm3	2,06	-0,01	1,99	-0,10	1,39	-0,03	0,88	-0,02	3,59	-0,22	2,55	-0,15
- heraf: Naturgas	Nm3	7,97	-0,04	88,12	-0,61	4,34	-0,22	2,42	-0,11	30,51	-1,38	21,57	-0,94
Stenkul	kg	48,46	-4,44	69,96	-65,97	34,78	-23,53	25,98	-12,33	111,92	-149,10	82,52	-101,23
- heraf: Stenkul	kg	48,46	-4,44	69,96	-65,97	34,78	-23,53	25,98	-12,33	111,92	-149,10	82,52	-101,23
- heraf: Kul/koks	kg												
Brunkul	kg	5,59	-0,05	16,38	-0,77	7,94	-0,27	4,27	-0,14	43,06	-1,73	30,33	-1,18
Jern	kg	0,64	-0,02	1,39	-0,32	0,46	-0,12	0,30	-0,06	1,48	-0,73	1,06	-0,50
Aluminium	kg	4,6E-3	-1,3E-4	6,9E-3	-1,9E-3	3,6E-3	-6,8E-4	2,3E-3	-3,6E-4	1,1E-2	-4,3E-3	8,0E-3	-2,9E-3
Bauxit, omregnes til alu ovenfor (4,815 kg bauxit per kg alu)	kg	2,2E-2	-6,2E-4	3,3E-2	-9,2E-3	1,7E-2	-3,3E-3	1,1E-2	-1,7E-3	5,4E-2	-2,1E-2	3,9E-2	-1,4E-2
Tin	kg	0,033	-2,2E-7	6,8E-5	-3,3E-6	4,7E-5	-1,2E-6	3,0E-5	-6,1E-7	1,2E-4	-7,4E-6	8,6E-5	-5,0E-6

Tabel A.2. Opgørelse af udvalgte ressourceforbrug for emballager til læskedrikke.

A.2 Normalisering af ressourceforbrug

Normaliseringsfaktorerne er fra UMIP 1995.

Metoden er fra UMIP og er beskrevet kort i kapitel 3: Metode.

A.2.1 Emballager til øl

Opgørelsens resultater er omregnet til en danskers gennemsnitlige forbrug af øl med:

128,2 liter per indbygger i 1993

	Faktor kg per mPE90	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,592	9,45	-0,02	8,45	-0,20	5,73	-0,25	4,09	-0,18	12,73	-0,20	9,72	-0,13
Naturgas (*)	0,382	2,74	-0,01	26,30	-0,11	7,27	-0,14	5,12	-0,10	11,39	-0,11	8,39	-0,07
Stenkul	0,574	10,79	-0,83	22,31	-6,95	7,31	-8,60	5,73	-6,08	22,81	-6,77	18,29	-4,47
Brunkul	0,254	2,40	-0,02	6,76	-0,18	6,39	-0,23	4,51	-0,16	24,05	-0,18	18,48	-0,12
Jern	0,103	0,76	-0,02	1,70	-0,19	0,91	-0,24	0,67	-0,17	28,20	-0,19	24,20	-0,12
Aluminium	3,4E-3	0,17	-0,0041	0,26	-0,03	215,62	-0,04	166,64	-0,03	302,84	-0,03	199,91	-0,02
Tin	4,1E-5	77,31	-0,0006	77,27	-0,005	0,12	-0,01	0,09	-0,004	1608,07	-0,005	1380,31	-0,003

(*) Faktoren for naturgas regnes i Nm³ per mPE90

Tabel A.3. Normaliserede ressourceforbrug for emballager til øl i milli person-ækvivalenter.

A.2.2 Emballager til læskedrikke

Opgørelsens resultater er omregnet til en danskers gennemsnitlige forbrug af læskedrikke med:

72,3 liter per indbygger i 1993

	Faktor kg per mPE90	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,592	5,72	-0,02	7,87	-0,24	7,55	-0,09	4,45	-0,05	35,22	-0,55	20,75	-0,37
Naturgas (*)	0,382	1,90	-0,01	17,07	-0,13	1,09	-0,05	0,63	-0,03	6,46	-0,30	4,57	-0,21
Stenkul	0,574	6,10	-0,56	8,81	-8,31	4,38	-2,96	3,27	-1,55	14,09	-18,78	10,39	-12,75
Brunkul	0,254	1,59	-0,01	4,67	-0,22	2,26	-0,08	1,22	-0,04	12,28	-0,49	8,65	-0,34
Jern	0,103	0,45	-0,02	0,98	-0,23	0,32	-0,08	0,21	-0,04	1,04	-0,51	0,75	-0,35
Aluminium	3,4E-3	0,10	-0,003	0,15	-0,04	0,08	-0,01	0,05	-0,01	0,24	-0,09	0,17	-0,06
Tin	4,1E-5	57,52	-0,0004	0,12	-0,01	0,08	-0,002	0,05	-0,001	0,21	-0,01	0,15	-0,01

(*) Faktoren for naturgas regnes i Nm³ per mPE90

Tabel A.4. Fortsættes nedenfor

	Faktor kg per mPE90	Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,592	3,23	-0,14	2,31	-0,10	7,18	-0,11	5,48	-0,07
Naturgas (*)	0,382	4,10	-0,08	2,89	-0,06	6,42	-0,06	4,73	-0,04
Stenkul	0,574	4,12	-4,85	3,23	-3,43	12,86	-3,82	10,32	-2,52
Brunkul	0,254	3,61	-0,13	2,55	-0,09	13,56	-0,10	10,42	-0,07
Jern	0,103	0,51	-0,13	0,38	-0,09	15,90	-0,10	13,65	-0,07
Aluminium	3,4E-3	121,60	-0,024	93,98	-0,02	170,79	-0,02	112,74	-0,01
Tin	4,1E-5	0,07	-0,0033	0,05	-0,002	906,89	-0,003	778,44	-0,002

(*) Faktoren for naturgas regnes i Nm³ per mPE90

Tabel A.4. Normaliserede ressourceforbrug for emballager til læskedrikke i milli person-ækvivalenter.

A.3 Vægtning af ressourceforbrug.

Vægtningsfaktorerne er fra UMIP 1995.

Metoden er fra UMIP og er beskrevet kort i kapitel 3: Metode.

A.3.1 Emballager til øl

	Vægtning sfaktor or	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,023	0,22	-0,00056	0,19	-0,00467	0,13	-0,00577	0,09	-0,00408	0,29	-0,00455	0,22	-0,003
Naturgas	0,016	0,04	-0,00021	0,42	-0,0018	0,12	-0,00223	0,08	-0,00157	0,18	-0,00175	0,13	-0,00116
Stenkul	0,006	0,06	-0,00497	0,13	-0,04171	0,04	-0,05161	0,03	-0,03649	0,14	-0,04065	0,11	-0,02684
Brunkul	0,0026	6,2E-3	-5,7E-5	1,8E-2	-4,8E-4	1,7E-2	-5,9E-4	1,2E-2	-4,2E-4	6,3E-2	-4,6E-4	4,8E-2	-3,1E-4
Jern	0,0085	6,4E-3	-1,9E-4	1,4E-2	-1,6E-3	7,7E-3	-2,0E-3	5,7E-3	-1,4E-3	0,24	-1,6E-3	0,21	-1,0E-3
Aluminium	0,005	8,3E-4	-2,0E-5	1,3E-3	-1,7E-4	1,08	-2,1E-4	0,83	-1,5E-4	1,51	-1,7E-4	1,00	-1,1E-4
Tin	0,037	2,86	-2,1E-5	2,86	-1,8E-4	4,4E-3	-2,2E-4	3,1E-3	-1,6E-4	59,50	-1,7E-4	51,07	-1,1E-4

Tabel A.5. Vægtede ressourceforbrug for emballager til øl i vægtede milli person-ækvivalenter.

A.3.2 Emballager til læskedrikke

	Vægtning	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,023	0,13	-0,00038	0,18	-0,00558	0,17	-0,00199	0,10	-0,00104	0,81	-0,0126	0,48	-0,00856
Naturgas	0,016	0,03	-0,00014	0,27	-0,00215	0,02	-0,00077	0,01	-0,0004	0,10	-0,00486	0,07	-0,0033
Stenkul	0,006	0,04	-0,00335	0,05	-0,04985	0,03	-0,01778	0,02	-0,00932	0,08	-0,11266	0,06	-0,07649
Brunkul	0,0026	4,1E-3	-3,8E-5	1,2E-2	-5,7E-4	5,9E-3	-2,0E-4	3,2E-3	-1,1E-4	3,2E-2	-1,3E-3	2,2E-2	-8,7E-4
Jern	0,0085	3,8E-3	-1,3E-4	8,3E-3	-1,9E-3	2,7E-3	-6,9E-4	1,8E-3	-3,6E-4	8,8E-3	-4,4E-3	6,3E-3	-3,0E-3
Aluminium	0,005	4,9E-4	-1,4E-5	7,4E-4	-2,0E-4	3,8E-4	-7,3E-5	2,5E-4	-3,8E-5	1,2E-3	-4,6E-4	8,6E-4	-3,1E-4
Tin	0,037	2,13	-1,4E-5	4,4E-3	-2,1E-4	3,0E-3	-7,6E-5	1,9E-3	-4,0E-5	7,8E-3	-4,8E-4	5,6E-3	-3,3E-4

Tabel A.6. Fortsættes nedenfor

	Vægtning	Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Råolie	0,023	0,07	-0,0033	0,05	-0,0023	0,17	-0,0026	0,13	-0,0017
Naturgas	0,016	0,07	-0,0013	0,05	-0,0009	0,10	-0,0010	0,08	-0,0007
Stenkul	0,006	0,02	-0,0291	0,02	-0,0206	0,08	-0,0229	0,06	-0,0151
Brunkul	0,003	0,01	-0,0003	0,007	-0,0002	0,04	-0,0003	0,03	-0,0002
Jern	0,009	0,00	-0,0011	0,0032	-0,0008	0,14	-0,0009	0,12	-0,0006
Aluminium	0,005	0,61	-0,0001	0,47	-0,0001	0,85	-0,0001	0,56	-0,0001
Tin	0,037	0,002	-0,00012	0,00178	-0,0001	33,55	-0,0001	28,80	-0,0001

Tabel A.6. Vægtede ressourceforbrug for emballager til læskedrikke i vægtede milli person-ækvivalenter.

Bilag B. Effekter - beregninger og resultater

B.1 Drivhuseffekt - opgørelse og klassificering

Metoden for beregningerne og karakteriseringsfaktorerne er fra UMIP 1995.

Mængderne af emissioner i opgørelsen stammer direkte fra kortlægningen.

B.1.1 Emballager til øl

Klassificering - fra opgørelsen	Enhed	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Kuldioxid, CO2	gram	222.056	-6.198	453.367	-52.009	177.752	-64.354	130.554	-45.497	430.903	-50.678	333.161	-33.464
Kulmonoxid CO	gram	399	-1	374	-8	201	-9	147	-7	397	-7	299	-5
Dinitrogenoxid, N2O	gram	3	-0,04	12	-0,35	8	-0,44	5	-0,31	11	-0,34	8	-0,23
Methan, CH4	gram	523	-26	1.255	-220	435	-272	326	-192	1.042	-214	812	-141
Halogenerede carbonh	gram	0,02		0,03		0,02		0,01		0,04		0,03	
Kulbrinter, diverse HC	gram	275		303		198		139		275		205	
Organiske forbindelser	gram	0,06		0,59		0,53		0,35		0,53		0,35	
Tjære	gram	0,01		0,01		2,10		1,62		2,96		1,95	
Butanol	gram					32		21		32		21	
Butylglykol	gram					49		32		49		32	
Amylalkohol	gram					9		6		9		6	
Xylen	gram					1,0		0,8		1,0		0,8	
Butyldiglykol	gram					1,0		0,8		1,0		0,8	
PAH	gram					0,000		0,000					
Chlorobenzener	gram					0,001		0,001					
Chlorophenoler	gram					0,000		0,000					
Dioxiner	gram					0,000		0,000					

Table B.1. Opgørelse af emissioner, der bidrager til drivhuseffekten for emballager til øl.

Karakterisering	Faktor gCO2/g	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Kuldioxid, CO2	1	222.056	-6.198	453.367	-52.009	177.752	-64.354	130.554	-45.497	430.903	-50.678	333.161	-33.464
Kulmonoxid CO	2	797	-2	748	-15	402	-19	295	-13	795	-15	598	-10
Dinitrogenoxid, N2O	320	944	-13	3.969	-113	2.547	-139	1.726	-99	3.442	-110	2.440	-72
Methan, CH4	25	13.084	-654	31.386	-5.489	10.876	-6.792	8.149	-4.801	26.041	-5.348	20.301	-3.532
Halogenerede carbonh	2000	40	-1	52	-4	38	-5	28	-4	73	-4	56	-3
Kulbrinter, diverse HC	3	825		909		594		416		825		614	
Organiske forbindelser	3	0,18		1,77		1,59		1,05		1,59		1,05	
Tjære	3	0,02		0,02		6,30		4,87		8,87		5,86	
Butanol	2					64		42		64		42	
Butylglykol	2					98		64		98		64	
Amylalkohol	2					18		12		18		12	
Xylen	3					3,0		2,4		3,0		2,4	
Butyldiglykol	2					2,0		1,6		2,0		1,6	
PAH	3					4,2E-4		3,4E-4					
Chlorobenzener	1					8,6E-4		7,1E-4					
Chlorophenoler	1					9,6E-6		8,0E-6					
Dioxiner	1					2,5E-8		2,1E-8					
TOTAL:		237.747	-6.868	490.433	-57.630	192.401	-71.309	141.295	-50.414	462.274	-56.156	357.299	-37.080

Table B.2. Karakterisering - omregning af emissioner til CO2-bidrag for emballager til øl.

B.1.2 Emballager til læskedrikke

For aluminiumsdåser og ståldåser til læskedrikke, se under emballager til øl

Klassificering - fra opgørelsen		Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Kuldioxid, CO2	gram	239.194	-7.413	528.571	-110.205	178.413	-39.300	116.107	-20.594	599.373	-249.071	415.307	-169.106
Kulmonoxid CO	gram	427	-1	385	-16	232	-6	168	-3	1.381	-37	852	-25
Dinitrogenoxid, N2O	gram	3	-0,1	14	-1	3	-0,3	2	-0,1	22	-2	21	-1
Methan, CH4	gram	544	-31	1.147	-465	377	-166	264	-87	1.239	-1.051	900	-714
Halogenerede carbonh	gram	0,02		0,03		0,02		0,01		0,04	-0,01	0,03	-0,01
Kulbrinter, diverse HC	gram	296		370		115		83		656		515	
Organiske forbindelser	gram	0,07		0,65		1,11		0,73		11,39		6,96	
Tjære	gram	0,01											
Butanol	gram												
Butylglykol	gram												
Amylalkohol	gram												
Xylen	gram												
Butyldiglykol	gram												
PAH	gram												
Chlorobenzener	gram												
Chlorophenoler	gram												
Dioxiner	gram												

Tabel B.3. Opgørelse af emissioner, der bidrager til drivhuseffekten for emballager til læskedrikke.

Karakterisering	Faktor	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Kuldioxid, CO2	1	239.194	-7.413	528.571	-110.205	178.413	-39.300	116.107	-20.594	599.373	-249.071	415.307	-169.106
Kulmonoxid CO	2	855	-2	770	-32	464	-12	337	-6	2.762	-73	1.705	-50
Dinitrogenoxid, N2O	320	1.028	-16	4.420	-239	835	-85	508	-45	6.994	-540	6.873	-366
Methan, CH4	25	13.594	-782	28.672	-11.631	9.424	-4.147	6.593	-2.173	30.987	-26.286	22.511	-17.847
Halogenerede carbonh	2000	42	-1	58	-9	31	-3	20	-2	90	-21	64	-14
Kulbrinter, diverse HC	3	888		1.111		345		248		1.968		1.546	
Organiske forbindelser	3	0,21		1,96		3,32		2,18		34		21	
Tjære	3	0,02											
Butanol	2												
Butylglykol	2												
Amylalkohol	2												
Xylen	3												
Butyldiglykol	2												
PAH	3												
Chlorobenzener	1												
Chlorophenoler	1												
Dioxiner	1	544	-31	1.147	-465	377	-166	264	-87	1.239	-1.051	900	-714
TOTAL:		256.146	-8.245	564.751	-122.581	189.892	-43.713	124.078	-22.907	643.447	-277.042	448.927	-188.096

Tabel B.4. Karakterisering - omregning af emissioner til CO2-bidrag for emballager til læskedrikke.

B.2 Stratosfærisk ozonlagsnedbrydning - opgørelse og klassificering

Metoden for beregningerne og karakteriseringsfaktorerne er fra UMIP 1995. Mængderne af emissioner i opgørelsen stammer direkte fra kortlægningen.

B.2.1 Emballager til øl

Klassificering - fra opgørelsen	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Halogenerede carbonhydrider (CFCér, HCFCér, haloner, HFCér)	0,0200	-0,0003	0,0261	-0,0022	0,0191	-0,0027	0,0141	-0,0019	0,0365	-0,0021	0,0280	-0,0014

Tabel B.5. Opgørelse af emissioner, der bidrager til stratosfærisk ozonlagsnedbrydning for emballager til øl.

Karakterisering	Faktor gCFC11 /g	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Halogenerede carbonhydrider (CFCér, HCFCér, haloner, HFCér)	0,05	0,0010	-0,00001	0,0013	-0,0001	0,0010	-0,0001	0,0007	-0,0001	0,0018	-0,0001	0,0014	-0,0001

Tabel B.6. Karakterisering - omregning af emissioner til CFC-11-bidrag for emballager til øl.

B.2.2 Emballager til læskedrikke

Klassificering - fra opgørelsen	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Halogenerede carbonhydrider (CFCér, HCFCér, haloner, HFCér)	0,0212	-0,0003	0,0292	-0,0046	0,0157	-0,0017	0,0099	-0,0009	0,0448	-0,0105	0,0320	-0,0071

Tabel B.7. Opgørelse af emissioner, der bidrager til stratosfærisk ozonlagsnedbrydning for emballager til læskedrikke.

Karakterisering	Faktor gCFC11 /g	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
Halogenerede carbonhydrider (CFCér, HCFCér, haloner, HFCér)	0,05	0,0011	-1,6E-5	0,0015	-0,0002	0,0008	-0,0001	0,0005	-4,3E-5	0,0022	-0,0005	0,0016	-0,0004

Tabel B.8. Karakterisering - omregning af emissioner til CFC-11-bidrag for emballager til læskedrikke.

B.3 Forsuring - opgørelse og klassificering

Metoden for beregningerne og karakteriseringsfaktorerne er fra UMIP 1995. Mængderne af emissioner i opgørelsen stammer direkte fra kortlægningen.

B.3.1 Emballager til øl

Klassificering - fra opgørelsen	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>												
Nitrogenoxider, NOx gram	1572,5	-16,0	1969,5	-134,2	600,8	-166,1	441,1	-117,4	1353,9	-130,8	1048,1	-86,4
Ammoniak, NH3 gram	0,5	-0,036	1,1	-0,3	0,5	-0,4	0,4	-0,3	2,4	-0,3	2,0	-0,2
Saltsyre, HCl gram	25,0	-1,8	50,8	-15,2	18,9	-18,8	14,7	-13,3	53,0	-14,8	42,0	-9,8
Svovldioxid, SO2 gram	1405,4	-26,2	2597,7	-219,6	1434,0	-271,8	1034,8	-192,1	3228,7	-214,0	2454,3	-141,3
Svovlbrinte, H2S gram	0,1	-0,001	1,3	-0,009	0,4	-0,011	0,3	-0,008	0,6	-0,008	0,4	-0,006
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>												
Saltsyre (HCl) gram									54,7		47,3	
Ammoniak som N, tot gram	2,6	-0,00968	2,1	-0,08126	1,5	-0,10055	1,1	-0,07109	3,2	-0,07918	2,5	-0,05229
Svovlbrinte, H2S gram	0,000897	-2,6E-05	0,002185	-0,00021	0,001404	-0,00027	0,001019	-0,00019	0,003787	-0,00021	0,002904	-0,00014

Tabel B.9. Opgørelse af emissioner, der bidrager til forsuring for emballager til øl.

Karakterisering	Faktor gSO2/g	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>													
Nitrogenoxider, NOx	0,7	1100,8	-11,2	1378,7	-93,9	420,6	-116,2	308,7	-82,2	947,7	-91,5	733,7	-60,4
Ammoniak, NH3	1,88	0,9	-0,1	2,0	-0,6	0,9	-0,7	0,7	-0,5	4,5	-0,5	3,7	-0,4
Saltsyre, HCl	0,88	22,0	-1,6	44,7	-13,4	16,6	-16,6	12,9	-11,7	46,7	-13,0	37,0	-8,6
Svovldioxid, SO2	1	1405,4	-26,2	2597,7	-219,6	1434,0	-271,8	1034,8	-192,1	3228,7	-214,0	2454,3	-141,3
Svovlbrinte, H2S	1,88	0,2	-1,9E-3	2,5	-1,6E-2	0,7	-2,0E-2	0,5	-1,4E-2	1,1	-1,6E-2	0,8	-1,0E-2
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>													
Saltsyre (HCl)	0,88									48,1		41,6	
Ammoniak som N, tot	2,28	5,9	-0,0221	4,8	-0,2	3,5	-0,2	2,6	-0,2	7,2	-0,2	5,6	-0,1
Svovlbrinte, H2S	1,88	0,00169	-4,8E-5	0,0041	-0,0004	0,0026	-0,0005	0,0019	-0,0004	0,0071	-0,0004	0,0055	-0,0003
TOTAL		2535,2	-39,1	4030,4	-327,7	1876,3	-405,5	1360,2	-286,7	4284,0	-319,3	3276,7	-210,9

Tabel B.10. Karakterisering - omregning af emissioner til SO2-bidrag for emballager til øl.

B.3.2 Emballager til læskedrikke

Klassificering - fra opgørelsen	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl		
	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikk</i>													
Nitrogenoxider, NOx	gram	1668,3	-19,1	1941,2	-284,4	664,3	-101,4	493,1	-53,1	2020,6	-642,7	1451,6	-436,4
Ammoniak, NH3	gram	0,5	-0,043	0,8	-0,6	0,4	-0,2	0,3	-0,1	1,3	-1,4	1,0	-1,0
Saltsyre, HCl	gram	25,2	-2,2	37,0	-32,2	19,6	-11,5	14,2	-6,0	68,4	-72,8	49,1	-49,4
Svovldioxid, SO2	gram	1468,8	-31,3	2668,2	-465,4	1390,3	-166,0	847,9	-87,0	4299,1	-1051,8	3207,3	-714,1
Svovlbrinte, H2S	gram	0,2	-0,001	1,5	-0,018	0,1	-0,007	0,1	-0,003	0,6	-0,041	0,4	-0,028
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrik</i>													
Saltsyre (HCl)	gram												
Ammoniak som N, tot	gram	2,7	-0,01158	2,4	-0,17219	1,4	-0,0614	1,0	-0,03218	3,7	-0,38916	2,6	-0,26422
Svovlbrinte, H2S	gram	0,000976	-3,1E-05	0,002381	-0,00045	0,000903	-0,00016	0,000552	-8,5E-05	0,004036	-0,00103	0,00287	-0,0007

Tabel B.11. Opgørelse af emissioner, der bidrager til forsurening for emballager til læskedrikke.

Karakterisering	Faktor	Glas genpåfyld 25 cl		Glas engang 33 cl		PET genpåfyld 50 cl		PET genpåfyld 150 cl		PET engang 50 cl		PET engang 150 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>													
Nitrogenoxider, NOx	0,7	1167,8	-13,4	1358,8	-199,1	465,0	-71,0	345,2	-37,2	1414,4	-449,9	1016,1	-305,5
Ammoniak, NH3	1,88	0,9	-0,1	1,5	-1,2	0,7	-0,4	0,5	-0,2	2,5	-2,7	1,9	-1,8
Saltsyre, HCl	0,88	22,2	-1,9	32,5	-28,3	17,3	-10,1	12,5	-5,3	60,2	-64,1	43,2	-43,5
Svovldioxid, SO2	1	1468,8	-31,3	2668,2	-465,4	1390,3	-166,0	847,9	-87,0	4299,1	-1051,8	3207,3	-714,1
Svovlbrinte, H2S	1,88	0,3	-2,3E-3	2,9	-3,5E-2	0,2	-1,2E-2	0,1	-6,4E-3	1,1	-7,8E-2	0,8	-5,3E-2
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrik</i>													
Saltsyre (HCl)	0,88												
Ammoniak som N, tot	2,28	6,2	-0,0264	5,5	-0,4	3,3	-0,1	2,2	-0,1	8,4	-0,9	6,0	-0,6
Svovlbrinte, H2S	1,88	0,00183	-5,8E-5	0,0045	-0,0009	0,0017	-0,0003	0,0010	-0,0002	0,0076	-0,0019	0,0054	-0,0013
TOTAL		2666,2	-46,7	4069,4	-694,4	1876,7	-247,6	1208,4	-129,8	5785,6	-1569,4	4275,4	-1065,6

Tabel B.12. Karakterisering - omregning af emissioner til SO2-bidrag for emballager til læskedrikke.

B.4 Næringssaltsbelastning - opgørelse og klassificering

Metoden for beregningerne og karakteriseringsfaktorerne er fra UMIP 1995. Mængderne af emissioner i opgørelsen stammer direkte fra kortlægningen.

B.4.1 Emballager til øl

Klassificering - fra opgørelsen	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>												
Ammoniak, NH ₃ gram	0,48	-0,04	1,06	-0,30	0,47	-0,37	0,35	-0,26	2,37	-0,29	1,96	-0,19
Dinitrogenoxid, N ₂ O gram	2,95	-0,04	12,40	-0,35	7,96	-0,44	5,39	-0,31	10,76	-0,34	7,62	-0,23
Nitrogenoxider, NO _x gram	1572,51	-15,99	1969,51	-134,21	600,84	-166,06	441,07	-117,40	1353,89	-130,77	1048,09	-86,35
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>												
Ammoniak som N, tot gram	2,58	-0,01	2,12	-0,08	1,53	-0,10	1,12	-0,07	3,15	-0,08	2,47	-0,05
Phosphat gram	4,64	-0,35	9,56	-2,97	3,14	-3,68	2,46	-2,60	8,91	-2,90	7,09	-1,91
Nitrat gram	3,10	-0,14	4,80	-1,21	2,00	-1,49	1,53	-1,05	5,25	-1,18	4,13	-0,78
Nitrogen, total (øvrige) gram	3,57	-0,01	2,70	-0,06	1,46	-0,08	1,06	-0,05	3,56	-0,06	2,76	-0,04

Tabel B.13. Opgørelse af emissioner, der bidrager til næringssaltsbelastning for emballager til øl.

Karakterisering	Faktor gNO ₃ /g	Glas genpåfyld 33 cl		Glas engang 33 cl		Alu dåser 33 cl		Alu dåser 50 cl		Stål dåser 33 cl		Stål dåser 50 cl	
		SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd	SUM	Forbrænd
<i>EMISSIONER TIL LUFT per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>													
Ammoniak, NH ₃	3,64	1,75	-0,13	3,87	-1,09	1,70	-1,34	1,29	-0,95	8,62	-1,06	7,14	-0,70
Dinitrogenoxid, N ₂ O	2,82	8,32	-0,12	34,98	-0,99	22,44	-1,23	15,21	-0,87	30,33	-0,97	21,50	-0,64
Nitrogenoxider, NO _x	1,35	2122,9	-21,6	2658,8	-181,2	811,1	-224,2	595,4	-158,5	1827,7	-176,5	1414,9	-116,6
<i>EMISSIONER TIL VAND per 1.000 liter øl/læskedrikke</i>													
Ammoniak som N, tot	4,43	11,41	-0,04	9,39	-0,36	6,79	-0,45	4,98	-0,31	13,97	-0,35	10,93	-0,23
Phosphat	10,45	48,44	-3,70	99,89	-31,07	32,81	-38,44	25,73	-27,18	93,12	-30,27	74,11	-19,99
Nitrat	1	3,10	-0,14	4,80	-1,21	2,00	-1,49	1,53	-1,05	5,25	-1,18	4,13	-0,78
Nitrogen, total (øvrige)	4,43	15,82	-0,03	11,95	-0,27	6,47	-0,34	4,69	-0,24	15,75	-0,27	12,24	-0,18
TOTAL		2212	-26	2824	-216	883	-267	649	-189	1995	-211	1545	-139

Tabel B.14. Karakterisering - omregning af emissioner til NO₃-bidrag for emballager til øl.

ISSN 0908-9195 ISBN 87-7810-587-0

Pris (inkl. 25% moms): kr. 75,-

Kan købes hos: Miljøbutikken

Telefon: 33 37 92 92 Fax: 33 92 76 90

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Telefon 32 66 01 00