

Miljøvurdering af EPS-fiskekasse

PLASTINDUSTRIEN i Danmark
Sektionen for EPS-producenter

Udarbejdet
af
DOR Århus A/S
2000
Version 8.0

Indholdsfortegnelse

0	INDLEDNING	4
0.1	MILJØVURDERING	4
0.2	EPS	4
0.3	FORMÅL	5
0.4	MÅLGRUPPE	5
0.5	BAGGRUND	5
0.6	METODE	5
0.7	VURDERINGSPARAMETRE	5
0.8	AFRAPPORTERING	6
0.9	KRITISK GENNEMGANG	6
0.10	STYREGRUPPE	6
0.11	ARBEJDSGRUPPE	6
1	MÅLSÆTNING	7
1.0	INDLEDNING	7
1.1	FORMÅL	7
1.2	ANVENDELSE	7
1.3	BESLUTNINGER	7
2	AFGRÆNSNING	8
2.0	INDLEDNING	8
2.1	PROCESBESKRIVELSE	8
2.2	YDELSE OG FUNKTIONEL ENHED	11
2.3	TIDSMÆSSIG AFGRÆNSNING	11
2.4	GEOGRAFISK AFGRÆNSNING	11
2.5	TEKNOLOGISK AFGRÆNSNING	11
2.6	AFGRÆNSNING AFLIVSFO RLØB	12
2.7	DATAHULLER OG USIKKERHED	12
2.8	DATAGRUNDLAG	14
2.8.1	<i>Materialefase</i>	14
2.8.2	<i>Produktionsfase</i>	15
2.8.3	<i>Brugsfase</i>	16
2.8.4	<i>Bortskaffelsesfase</i>	17
3	OPGØRELSE	18
3.0	INDLEDNING	18
3.1	METODE	18
3.2	OPGØRELSESRESULTATER	18
3.2.1	<i>Beregning</i>	18
3.2.2	<i>Udvekslinger</i>	18
3.2.3	<i>Energispecifikation</i>	21
4	VURDERING	22
4.0	INDLEDNING	22
4.1	METODE	22
4.1.1	<i>UMIP</i>	22
4.1.2	<i>Miljøeffekter</i>	23
4.1.3	<i>Ressourceforbrug</i>	27
4.1.4	<i>Arbejds miljøeffekter</i>	28
4.2	NORMALISERINGSFORTOLKNING	29
4.3	NORMALISERINGSRESULTATER	30
4.3.1	<i>Beregning</i>	30
4.3.2	<i>Miljøeffektpotentialer</i>	30
4.3.3	<i>Ressourceforbrug</i>	31
4.3.4	<i>Arbejds miljøeffektpotentialer</i>	31
4.4	VÆGTNINGSFORTOLKNING	31
4.4.1	<i>Generelt</i>	31
4.4.2	<i>Miljøeffekter</i>	32
4.4.3	<i>Ressourceforbrug</i>	33
4.4.4	<i>Arbejds miljøeffekter</i>	33
4.5	VÆGTNINGSRESULTATER	34
4.5.1	<i>Beregning</i>	34
4.5.2	<i>Miljøeffekter</i>	34
4.5.3	<i>Ressourceforbrug</i>	35
4.5.4	<i>Arbejds miljøeffekter</i>	35
5	FØLSOMHEDSVURDERING	37
5.1	INDLEDNING	37
5.2	METODE	37
5.3	VALG AF PARAMETRE	37
5.4	RESULTATER AF FØLSOMHEDSBEREGNING 1	37

5.4.1	Beregning.....	37
5.4.2	Miljøeffekter.....	38
5.5	RESULTATER AFFØLSOMHEDSBEREGNING 2.....	39
5.5.1	Beregning.....	39
5.5.2	Miljøeffekter.....	39
5.5.3	Ressourceforbrug.....	40
6	FORBEDRINGSVURDERING.....	41
6.0	INDLEDNING.....	41
6.1	METODE.....	41
6.2	FORBEDRINGSVURDERINGSRESULTATER.....	41
7	KONKLUSION.....	42
7.1	MILJØVURDERING	42
7.2	MILJØ.....	42
7.3	RESSOURCER.....	42
7.4	ARBEJDSMILJØ.....	43
7.5	ANBEFALINGER.....	43
8	KRITISK GENNEMGANG.....	44
9	KILDEOVERSIGT.....	46

0 Indledning

0.1 Miljøvurdering

Miljøvurdering er et håndgribeligt værktøj til vurdering af effekterne af de påvirkninger, der forårsages af et produkt i dets livscyklus. Miljøvurdering baseres på det grundsynspunkt, at det er muligt objektivt at opgøre og vurdere påvirkninger og effekter fra et produkt i hele produktets livscyklus - fra vugge-til-grav.

Ordet miljø kommer oprindeligt fra latin og betyder omgivelser. Når ordet miljø anvendes i miljøvurderingssammenhæng kan det defineres bredt som vores fælles økosystem, det vil sige hele jordkloden og dens atmosfære, samt alle de mennesker, dyr og planter, der lever på jorden.

Ethvert produkt, som fremstilles ved forarbejdning og forælling af nogle råstoffer, påvirker miljøet. Det samme er tilfældet, når produktet anvendes og bortskaffes. Påvirkningerne kan opdeles i følgende tre kategorier:

- a) *Ressourceforbrug*, f.eks. forbrug af fossile brændsler, mineraler mm.
- b) *Miljøpåvirkninger*, f.eks. udslip af CO₂ og NO_x mm.
- c) *Arbejds miljøpåvirkninger*, f.eks. indånding af støv, giftige gasser, hudkontakt med skadelige stoffer, ensidigt gentaget arbejde, støj, ulykker mm.

De påvirkninger - indenfor ovenstående tre kategorier, der er en følge af faserne materiale, produktion, brug og bortskaffelse i et produkts livscyklus, kan potentielt resultere i en række effekter, der kan være til skade for vores fælles økosystem. Effekterne opdeles som påvirkningerne i tre kategorier:

- a) *Ressourceforbrug*, f.eks. forbrug af ikke-fornyelige ressourcer som olie, kul mm.
- b) *Miljøeffekter*, f.eks. drivhuseffekt, forsuring, ozonlags nedbrydning, toksicitet mm.
- c) *Arbejds miljøeffekter*, f.eks. hjerneskadener, allergi, kræft mm.

En miljøvurdering er en proces med almindeligvis seks faser:

1. *Målsætning*: Formålet med miljøvurderingen fastlægges.
2. *Afgrænsning*: Miljøvurderingens omfang afgrænses.
3. *Opgørelse*: Indsamling af data til brug for vurderingen.
4. *Vurdering*: Konvertering af data vedrørende påvirkninger fra opgørelsen til potentielle effekter, og indbyrdes vægning af effekterne.
5. *Følsomhedsvurdering*: Undersøgelse af, hvilken betydning ændringer i forudsætninger, parametre og data har på vurderingens resultater.
6. *Forbedringsvurdering*: Undersøgelse af, hvilke ændringer af produktet der særligt vil medføre miljømæssige forbedringer.

0.2 EPS

EPS er en forkortelse for Ekspanderet PolyStyren, der er et plastprodukt.

Råvaren til fremstilling af EPS-produkter er EPS-perler, der består af ca. 94% polystyren og ca. 6% pentan. Pentanen, der koger ved relativ lav temperatur, anvendes som ekspansionsmiddel ved at EPS-perlernes volumen øges, når pentanen fordampes under forarbejdning. Når EPS-perlerne er forarbejdet, indeholder den færdige fiskekasse 98% luft og 2% polystyren.

Råvaren til fremstilling af EPS-fiskekasser er således et olieprodukt. Af den totale råliemængde anvendt pr. år i verden anvendes ca. 4% til plast. 2,2% (procent ikke procentpoint) af de 4% anvendes til EPS-råvare.

Af EPS-råvare anvendes i Danmark ca. 40% til isoleringsløsninger, mens 53% anvendes til emballage og de resterende 7% til andre produkter. EPS anvendes ved isoleringsløsninger til f.eks. isolering af gulv og loft i pladeform, men anvendes f.eks. også til isolering af hulmur i kugleform. EPS anvendes ved emballage løsninger f.eks. til emballering af fisk under transport fra fiskeauktion til salgs- eller

anvendelsesstedet. EPS anvendes også til emballering af mange typer grøntsager fra produktionssted frem til butik, eller til emballering og eksponering af blomster fra produktionssted frem til forbrugeren. EPS anvendes herudover ofte til transportemballage af f.eks. nye elektroniske produkter som audio, video, hårdhvidevarer, mobiltelefoner mm., men også ved emballering af nye møbler under transport.

EPS-produkter har vundet stor udbredelse til en lang række anvendelser, da de er kendetegnet ved en række unikke egenskaber som f.eks. lav vægt, stor trykstyrke, høj støddabsorptionsevne, god isoleringsevne, syrefasthed, formgivningsvenlig, hygiejnisk og stor temperaturanvendelsesområde (-178⁰C til +80⁰C).

0.3 Formål

Formålet med denne rapport er ud fra eksisterende viden om EPS at gennemføre en miljøvurdering, der via en opgørelse og vurdering af udvekslinger, skal identificere de mest betydende ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter i en EPS -fiskekasses livsforløb.

Opgørelsen og vurderingen af én EPS-fiskekasses udvekslinger i materiale-, produktions-, brugs- og bortskaffelsesfaser kan understøtte de valg og krav, som producenter og brugere af EPS-fiskekasser må gøre gældende overfor andre led i kæden fra udvinding til bortskaffelse.

0.4 Målgruppe

Målgruppen for dette arbejde er primært producenter og brugere af EPS -fiskekasser, som ønsker at inddrage livscyklusbetragtninger i produktudvikling og produktanvendelse.

0.5 Baggrund

Baggrunden for dette arbejde udspringer i et ønske hos *Sektionen for EPS-producenter under Plastindustrien i Danmark* om, at udvide eget og brugernes kendskab til betydende ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter i en EPS -fiskekasses livsforløb.

0.6 Metode

Identifikation af de mest betydende ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter i en EPS -fiskekasses livsforløb er gennemført efter principperne i UMIP -metoden (Udvikling af miljøvenlige industriprodukter, IPU m.fl., 1996).

Data til brug for opgørelse af udvekslinger i en EPS-fiskekasses livsforløb er i høj grad hentet fra den enhedsprocesdatabase, der er udviklet i tilknytning til UMIP-PC-værktøjet (IPU m.fl., 1998), men andre kilder er anvendt, hvor enhedsprocesdatabase mangler data vedrørende specifikke processer. Terminering af udvekslinger og beregning af miljøeffektpotentialer er gennemført i UMIP -PC. De gennemførte vurderinger på baggrund af opgørelser af udvekslinger er gennemført vha. normaliserings- og vægtningsfaktorer fra UMIP, og er ligeledes gennemført vha. UMIP -PC.

Resultater af opgørelse og vurdering er bearbejdet i MS Excel med henblik på præsentation.

0.7 Vurderingsparametre

Det er valgt at vurdere EPS-fiskekasser på tre vurderingsparametre – ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter.

Inddragelse af vurderingsparameteren arbejdsmiljøeffekter har været forbundet med nogen vanskelighed; dels fordi det er vanskeligt at skaffe tilstrækkelige og præcise data, og dels fordi data fra forskellige kilder har været vanskelige at kombinere. Alligevel er det valgt at inddrage arbejdsmiljøeffekter; dels fordi disse påvirkninger vurderes at være væsentlige at inddrage i en miljøvurdering, og dels fordi en række relevante data har været til rådighed. I forbindelse med løsning

og tolkning af resultaterne for arbejdsmiljøeffekter er det væsentligt at pointere, at der er væsentlige datahuller. For i nogen grad at kompensere for disse datahuller er det valgt at supplere diskussionen af resultaterne for arbejdsmiljøeffekter med kvalitative data fra en række nærmere specificerede kilder.

0.8 Afrapportering

Resultaterne af arbejdet er søgt afrapporteret i overensstemmelse med den *Code of Practice for LCA*, der er beskrevet i *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment* (Lars-Gunnar Lindfors, IVL, Sverige, m.fl. 1995) samt ISO 14040:1997.

Det er herudover søgt at udforme afrapporteringen på en måde, der ikke stiller krav om, at læseren har særligt kendskab til metoder og principper for miljøvurdering udover et minimum af kendskab til grundtankerne bag miljøvurderinger og ”vugge-til-grav”. Hvert af hovedafsnittene indledes derfor med en kort beskrivelse af anvendte metoder, principper og fremgangsmåder.

De primære resultater af miljøvurderingen er resultaterne af henholdsvis opgørelse og vurde ring. Resultaterne af opgørelsen præsenteres i afsnit tre i form af tabeller. Resultaterne af vurderingen præsenteres i afsnit fire i form af tabeller og søjlediagrammer med tilhørende konklusioner.

0.9 Kritisk gennemgang

Kritisk gennemgang af miljøvurderingen er gennemført af Lars-Gunnar Lindfors, IVL, Svenska Miljöinstitutet. Resultaterne af den kritiske gennemgang er dokumenteret i en rapport, der findes under afsnit 8.

0.10 Styregruppe

Det overordnede ansvar for gennemførelsen af miljøvurderingen har været pålagt en styregruppe bestående af:

- Aage Bonde, Rosti Thermopack A/S (formand)
- Erling Gai, ThermiSol Denmark A/S
- Malene Nielsen, Dansk Styropack A/S
- Per Grønberg, StyroChem International
- Steen Seier Karlsen, Plastindustrien i Danmark (sekretær).

Denne gruppe har undervejs leveret data til brug for miljøvurderingen og kommenteret udformningen af afrapporteringen.

0.11 Arbejdsgruppe

Ansvar for udførelsen af miljøvurderingsarbejdet har været pålagt DOR Århus A/S, hvor chefkonsulent Anders Andersen har fungeret som projektleder og kontaktperson.

1 Måsatning

1.0 Indledning

Beskrivelse	Fase
Indledning I den første fase fastsættes miljøvurderingens formål. Dette indebærer at fastlægge, hvad miljøvurderingen skal anvendes til. Det er vigtigt, dels fordi dele af metoden afhænger af formålet, og dels fordi resultaterne fejlagtigt kan blive anvendt til at drage forkerte konklusioner, hvis anvendelsen ikke er ordentligt afgrænset. Når miljøvurderingen afrapporteres, er det ligeledes vigtigt, at formålet er angivet, så brugerne er vejledt i brugen af resultaterne.	1. Måsatning
	2. Afgrænsning
	3. Opgørelse
	4. Vurdering
	5. Følsomhedsvurdering
	6. Forbedringsvurdering

1.1 Formål

Det primære formål med miljøvurderingen er:

- at opføre og vurdere de samlede forbrug og effekter, der er forbundet med en EPS-fiskekasse til emballering og transport af 10 kg. fisk.

Det sekundære formål med miljøvurderingen er:

- at gennemføre miljøvurderingen på så fuldstændig vis som muligt, herunder redegøre for de ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter, der forårsages i livscyklus;
- at gennemføre miljøvurderingen på objektiv og troværdig vis, herunder udvise høj grad af objektivitet under dataindsamling, databehandling og afrapportering samt redegøre for datahuller og datausikkerheder;
- at gennemføre miljøvurderingen efter de seneste videnskabelige metoder, herunder at gennemføre den primære vurdering efter UMIP-metoden, og efterfølgende under en følsomhedsvurdering at sammenligne udvalgte vurderingsparametre med en tilsvarende vurdering efter metoden ECO;
- at præsentere resultaterne af miljøvurderingen på en forståelig og gennemskuelig måde, i et klart og afgrænset sprog, således at resultaterne gøres tilgængelige for en bred målgruppe, der ikke nødvendigvis har særlige metodemæssige eller faglige kvalifikationer.

1.2 Anvendelse

Resultaterne af miljøvurderingen skal anvendes til:

- at gennemføre målrettet kommunikation om EPS-fiskekassers miljøegenskaber til væsentlige beslutningstagere hos bl.a. producenter, indkøbere, brugere;
- at kvalificere *Sektionen for EPS-producenter under Plastindustrien i Danmark* til at vurdere og øve kvalificeret indflydelse på miljødebatten vedrørende EPS og alternativer.

Resultaterne af miljøvurderingen kan *ikke* anvendes til:

- at gennemføre en direkte sammenligning med resultater af tilsvarende miljøvurderinger for EPS eller alternative materialer; en direkte sammenligning vil på forhånd kræve en grundig gennemgang af de kilder, der er anvendt i nærværende vurdering.

1.3 Beslutninger

Resultaterne af miljøvurderingen kan understøtte beslutninger om:

- at produktudvikle de nuværende EPS-fiskekasser yderligere, således at kassernes miljøegenskaber forbedres, f.eks. ved valg af koncept, komponenter, materialer og processer.

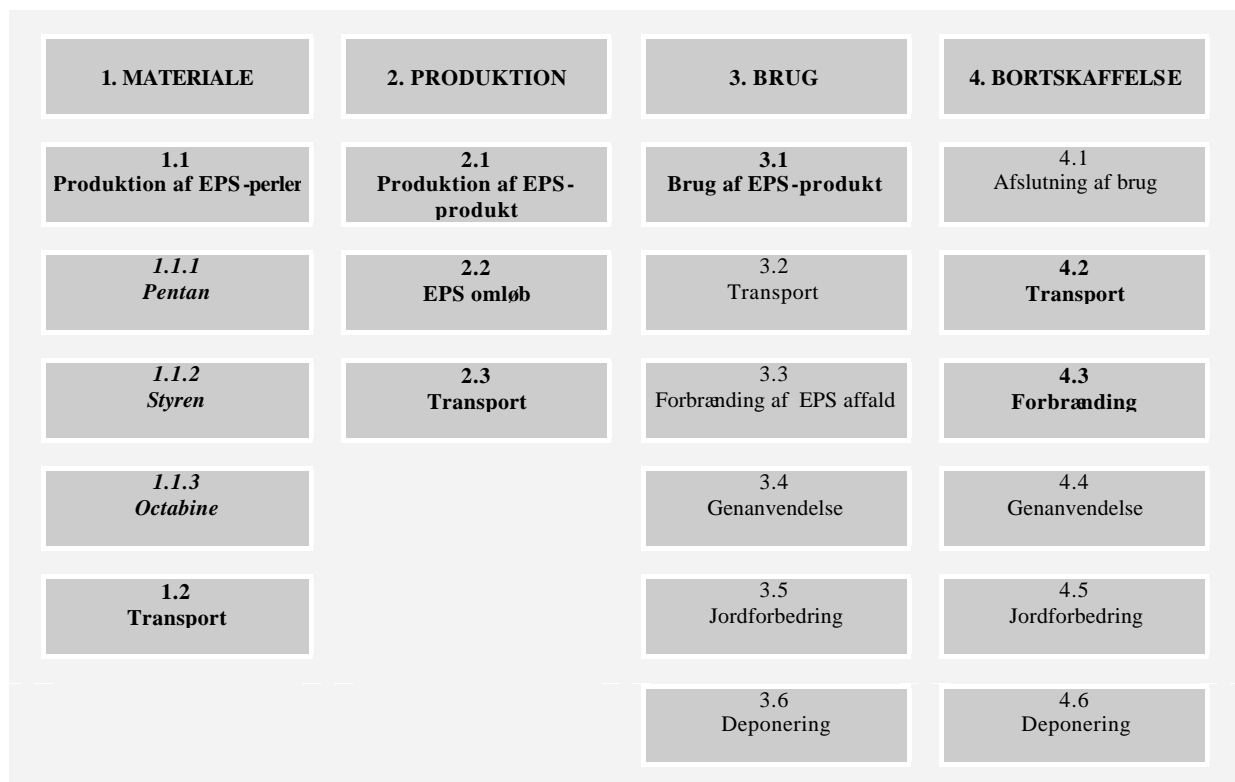
2 Afgrænsning

2.0 Indledning

Beskrivelse	Fase
<p><i>Indledning</i></p> <p>I den anden fase identificeres, defineres og begrænses vurderingen til at omfatte det, der er væsentligt for miljøvurderingens formål. Afgrænsningen omfatter en klar fastlæggelse af produkt og ydelse, der behandles under miljøvurderingen. Afgrænsningen omfatter ligeledes afgrænsning af den del af livscyklus for produktet, som skal inddrages i miljøvurderingen. Det fastlægges endvidere, hvilke datakilder for udvekslinger i livsforløbet, der skal anvendes.</p> <p><i>Disposition</i></p> <p>2.1 Procesbeskrivelse 2.2 Ydelse og funktionel enhed 2.3 Tidsmæssig afgrænsning 2.4 Geografisk afgrænsning 2.5 Teknologisk afgrænsning 2.6 Afgrænsning af livsforløb 2.7 Datahuller og usikkerhed 2.8 Datagrundlag</p>	1. Målsætning 2. Afgrænsning 3. Opgørelse 4. Vurdering 5. Følsomhedsvurdering 6. Forbedringsvurdering

2.1 Procesbeskrivelse

En EPS-fiskekasse gennemgår følgende livscyklus (vugge -til-grav-forløb):



I den gennemførte miljøvurdering behandles de dele af livscyklus, der i ovenstående figur er skrevet med fed.

Materialie

Råmaterialet til fremstilling af Ekspanderet PolyStyren (EPS) er kulbrinter i form af råolie eller naturgas. Kulbrinter leveres fra olieraffineriet i form af styren og pentan efter udvinding, transport, destillation og cracking.

Produktion af EPS-perler (1.1 Produktion af EPS-perler) foregår ikke i Danmark, men f.eks. i Holland. Processen starter med at styren, vand, pentan og additiver blandes i en beholder, hvori der under opvarmning foregår en polymerisation. Herefter foregår der en mellemlagring, afvanding, tørring, sortering, coating og pakning i octabine (stor ottekantet papkasse på palle med plast inderfolie). Under processen udskilles og opsamles additiverne. Slutproduktet er perler af kulbrinter (styren og pentan) med en diameter mellem 0,4 og 3 mm.

Produktion af EPS-perler foregår i lukkede systemer, hvorunder afgivne gasser og stoffer opsamles i stort omfang.

EPS perlerne transporteres på lastbil (1.2 Transport) fra produktionsstedet (her Holland) til Danmark, hvor perlerne anvendes af danske producenter til produktion af EPS produkter.

Produktion

Ved produktion af EPS-fiskekasser i Danmark (2.1 Produktion af EPS-produkt) anvendes der perler med en diameter på 0,4-1,0 mm. Processen starter i en beholder, hvor perlerne forskummes ved hjælp af 103^0 - 107^0 varmt vanddamp. Dampen blødgør styrenen og pentanen (5,5 -6 vægt %) til at koge, således at perlerne ekspanderer til en lukket cellestruktur. De ekspanderede perler konditioneres herefter i mellemlagringsbeholdere, hvorunder undertrykket i cellerne udlignes ved optagelse af atmosfærisk luft, samtidigt afgives der pentan og meget lidt vand.

Efter mellemlagring transporteres de ekspanderede perler til en støb emaskine, der er forsynet med en form svarende til det ønskede produkt (fiskekasse), og der tilsættes vandamp; herved udvider kuglerne sig yderligere, og kuglerne smelter sammen. Formen køles, og produktet tages ud af formen vha. trykluft og robot.

Hele produktionsprocessen er fuldt automatiseret.

Pentanemissionen, under produktion af EPS-produkter, fordeler sig typisk således – ca. 25% under forskumning, ca. 25% under mellemlagring, ca. 20% under støbning, ca. 20% i efterfølgende to døgn og ca. 10% i efterfølgende ca. to måneder.

Alt spild fra produktionen (2.2 EPS omløb) genanvendes i produktionen efter granulering. Affald i meget begrænsede mængder brændes i mindre omfang på offentlige forbrændingsanlæg, hvor det giver et ønskværdigt tilskud til en effektiv forbrænding af andet affald.

I Danmark kan EPS også bortskaffes gennem Plastbranchens returordning for rent, hvidt EPS. Returmaterialet kan anvendes til fremstilling af nye isoleringsmaterialer, emballager, pakkefyld eller til jordblandinger til gartnerier. Det kan også omsmeltes og omdannes til polystyren til andre plastprodukter f.eks. clips, bøjler, møbler mm. Denne proces er dog ikke inddraget i nærværende vurdering.

Transport til anvendelsesstedet (2.3 Transport) sker som hovedregel med lastbil enten direkte til stedet eller via en forhandler.

Brug

EPS-fiskekasser anvendes til transport af fisk (3.1 Brug af EPS-produkt) direkte fra fiskeauktion. Ved påfyldning af fisk kan der fremkomme en mindre mængde affald (spild).

EPS-affald (spild) kan efter indsamling og granulering genanvendes i produktionsprocesser ved fremstilling af nye EPS produkter hos EPS-producenterne (3.3 Genanvendelse).

EPS affald (spild) kan ligeledes efter indsamling og granulering anvendes til jordforbedring (3.4 Jordforbedring). EPS affald (spild) kan også deponeres (3.5 Deponering). Ved anvendelse til jordforbedring eller ved deponering er der ingen risiko for nedbrydning til miljøbelastende produkter,

idet EPS er 100% kemisk inaktivt. EPS er et rent kulbrinte produkt. Det består typisk af 98% atmosfærisk luft, 0,185% kulstof og 0,015% brint, hvilket tillige gør det velegnet til anvendelse som emballage for fødevarer.

EPS affald (spild), der fremkommer ved påfyldning af fisk, er dog ofte for forurenede til at kunne genanvendes i produktionsprocesser. I stedet kan affaldet anvendes som et nyttigt energitilskud i forbrændingsanlæg (3.2 EPS affald).

Bortskaffelse

EPS-fiskekasser, der bliver tilovers efter endt brug, bliver enten forbrændt (4.3 Forbrænding), genanvendt (4.4 Genanvendelse), anvendt til jordforbedring (4.5 Jordforbedring) eller deponeret (4.6 Deponering).

EPS-fiskekasserne er efter brug, ofte for forurenede til at blive genanvendt, og det næstbedste alternativ er derfor at affaldet anvendes som et nyttigt energitilskud i forbrændingsanlæg (4.3 Forbrænding).

På grund af EPS-produkternes brede anvendelighed vil EPS optræde i en række affaldsstrømme, hvor offentlig affaldsforbrænding (4.3 Forbrænding) er den primære endestation for EPS-affaldet. EPS-emballager forekommer i små mængder, og jævnt fordelt i den dagrenovation, der sendes til forbrænding i offentlige forbrændingsanlæg. Affaldet kommer fra emballerede fødevarer og i mindre udstrækning fra emballering af husholdningsmaskiner og andre emner, hvor der benyttes formstøbt EPS til sikring af varen ved transporten fra producent til forbruger. EPS-affald fra supermarkeder, handels- og grossistvirksomheder, der sendes til forbrænding i offentlige forbrændingsanlæg, vil være karakteriseret ved, at der findes større mængder ensartede emballager og formstykker. Samtidig vil disse emner i almindelighed være af større format. Typiske EPS-emner vil her være fiskekasser, tomat- og plantekasser mv. samt små emner (chips), som er anvendt som stødabsorberende materiale ved emballering af glas, maskiner mv. Fra enkelte store virksomheder kan der fremkomme store mængder EPS-affald, der sendes til forbrænding i offentlige forbrændingsanlæg. Der kan her være tale om EPS-affald fra virksomheder, der i større omfang benytter komponenter, emballeret i EPS-emballager. EPS-affald fra bygge og anlæg, der sendes til forbrænding i offentlige forbrændingsanlæg, stammer fra anvendelse til isolering og fremkommer efter sortering fra ikke-brandbare materialer som beton mm.

Det samlede danske forbrug af EPS er på over 10.000 tons årligt. En del EPS eksporteres i form af emballering af eksportartikler og som ren eksport af EPS-produkter. Samtidig importeres en del varer som er emballeret i EPS. Det vurderes, at eksport og import af EPS opvejer hinanden, således at den årlige mængde EPS-affald er lig med den årlige produktionsmængde. Set i forhold til den samlede affaldsmængde på over 8.000.000 tons, der årligt genereres i Danmark, udgør EPS-affaldsmængden på ca. 10.000 tons en meget lille del. Hovedparten af denne årlige mængde EPS-affald forbrændes. Da de offentlige affaldsforbrændingsanlæg samlet behandler over 2.000.000 tons affald årligt, andrager EPS-affaldet omkring 0,5%, hvis det hele leveres til forbrænding. EPS er ifølge undersøgelser foretaget af RenoSam fuldstændig uproblematisk i relation til forbrænding i offentlige forbrændingsanlæg. Pyrolysehastigheden ved en given varmestråling og den varme, der udvikles ved forbrænding af de dannede gasser er to af de vigtigste elementer, som bestemmer, hvor brændbart et materiale er. Polymerematerialer som EPS brænder kun fra overfladen og overfladearealet er derfor også bestemmende for hvor kraftigt en polymer brænder. EPS har et meget stort overfladeareal pr. vægtenhed og dette bidrager til en øget forbrændingshastighed i forhold til den polymer den er fremstillet af. Resterne af drivmidlet pentan, som er en ren kulbrinte medvirker til en øget forbrændingshastighed. De danske affaldsforbrændingsanlæg er dimensioneret til at brænde affald med en gennemsnitlig nedre brændværdi på mellem 8.400 kJ/kg og 12.600 kJ/kg, og da EPS-affald typisk har en nedre brændværdi på 46.000 kJ/kg, må der foretages en opblanding af EPS-affaldet med andet affald, inden det indfyres i forbrændingsoven. Dette er dog en helt almindelig rutine på de offentlige affaldsforbrændingsanlæg.

2.2 Ydelse og funktionel enhed

Den ydelse og funktionel enhed, der gøres til genstand for nærværende miljøvurdering er:

Ydelse	Kvantitet	Varighed	Kvalitet
Levering af beskyttelse mod forråv og beskadigelse af 10 kg. fisk, under en transport på lastbil med eller uden køl, fra fiskeauktion til brugssted (emballage).	Emballering af 10 kg. fisk.	En transport fra fiskeauktion til brugssted svarende til en levetid på 14 dage.	Gennemsnitlig højst 1 ‰ defekte fisk ved transport fra auktion til salgssted.

Det referenceprodukt, der repræsenterer en måde at levere den overordnede ydelse på og som gøres til genstand for nærværende miljøvurdering er:

Referenceprodukt	Produktbeskrivelse	Referenceproducenter	Produktionsår
EPS-fiskekasse (Euro m. låg)	Kassen er lavet af EPS	Dansk Styropack A/S	1998

2.3 Tidsmæssig afgrænsning

Miljøvurdering er baseret på dels generelle data fra UMIP Enhedsprocesdatabasen indsamlet i perioden 1993/94, og dels data fra en specifik hollandsk råvareproducent og fra en danske færdigvareproducent indsamlet i 1998. Det har været et ønske at udarbejde en så aktuel opgørelse og vurdering af ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter som muligt. De anvendte generelle og specifikke data er de mest aktuelle det har været muligt at fremskaffe til brug for opgørelsen.

Ved tidsmæssig afgrænsning af miljøeffekter fastsættes 100 år for alle miljøeffekter. Dette valg begrundes med, at kvantiteten af en given miljøeffekt, som kan forårsages af en given miljøpåvirkning, afhænger for mange miljøpåvirkninger af, hvilken tidshorizont der betragtes. Effektpotentialerne i flere af de valgte vurderingsmetoder er udregnet ud fra en tidshorizont på 100 år. Disse metoder ville ikke kunne anvendes, hvis der vægtes en anden tidshorizont.

2.4 Geografisk afgrænsning

For materialefremstilling (fase 1) anvendes tilgængelige data fra leverandører af råmateriale, dog ikke nødvendigvis specifikke leverandører til de aktuelle danske producenter. For produktion (fase 2) betragtes danske forhold. For fremstilling af produktet anvendes derfor data fra danske producenter. For brug (fase 3) og bortskaffelse (fase 4) betragtes de forhold, der er givet af de valg, der er foretaget under valg af ydelse og funktionel enhed (2.1). Kan data ikke fremskaffes efter disse retningslinier anvendes relevante generelle data.

2.5 Teknologisk afgrænsning

Miljøvurdering er baseret på dels generelle data fra UMIP Enhedsprocesdatabasen indsamlet i 1993/94, og dels data fra en specifik hollandsk råvareproducent og fra en danske færdigvareproducent indsamlet i 1998. De anvendte generelle og specifikke data vurderes at være repræsentative for den teknologi, der har været fremherskende i indsamlingsperioderne. For kontrol af denne vurdering henvises dels til reviewinformationer for hver af de anvendte generelle data i UMIP Enhedsprocesdatabasen, og dels til anvendte kilder for de specifikke data.

2.6 Afgrænsning af livsforløb

Det livsforløb for produktet, der inddrages er:

Livsforløbsfase	Procestype	Medtages
1.0 Materiale	1.1 Produktion af EPS-perler	+
	1.1.1 Pentan	+
	1.1.2 Styren	+
	1.1.3 Octabine	+
	1.2 Transport	+
	2.0 Produktion	2.1 Produktion af EPS-produkt
2.1.1 EPS omløb		+
2.2 Octabine, genanvendelse		-
2.2.1 Octabine, transport		+
2.3 Transport		+
3.0 Brug	3.1 Brug af EPS-produkt	+
4.0 Bortskaffelse	4.1 EPS-affald, forbrænding	+
	4.1.1 Transport, affald	+

2.7 Datahuller og usikkerhed

Miljøurdering er baseret på dels generelle data fra UMIP Enhedsprocesdatabasen, og dels data fra en specifik hollandsk råvareproducent og fra en danske færdigvareproducent. Det har været et ønske at udarbejde en repræsentativ og komplet opgørelse med færrest mulige datahuller og lavest mulig datausikkerhed, for derigennem at udarbejde en så god og aktuel opgørelse og vurdering af ressourceforbrug, miljøeffekter og arbejdsmiljøeffekter som mulig.

Resultaterne af nærværende miljøurdering er baseret på en række antagelser og forudsætninger, der vurderes at være realistiske for livsforløbet af en EPS-fiskekasse. På de følgende sider under afsnit 2.8 præsenteres disse antagelser og forudsætninger for hver fase i livscyklus, sammen med en karakterisering af det anvendte datagrundlag efter datatype og kildetype.

De anvendte generelle data fra UMIP Enhedsprocesdatabasen er anvendt, hvor det ikke har været muligt at skaffe specifikke data. De anvendte specifikke data vurderes at være repræsentative for henholdsvis råvareproducenter som for færdigvareproducenter med hensyn til produkt, processer, produktionssammensætning, produktionsteknologi og distribution. Det vurderes herunder, at det samlede set er små forskelle mellem på den ene side de enkelte råvareproducenter og på den anden side de enkelte færdigvareproducenter, hvilket samlet set gør de anvendte specifikke data repræsentative. For kontrol af denne vurdering henvises dels til reviewinformationer for hver af de anvendte generelle data i UMIP Enhedsprocesdatabasen, og dels til anvendte kilder for de specifikke data.

Det har været målet, at inddrage arbejdsmiljø i miljøurderingen parallelt med miljø og ressourceforbrug. Det har dog ikke været muligt at fremskaffe data for arbejdsmiljøpåvirkninger udover de påvirkninger, der er knyttet til elektricitetsproduktion. Der er således vigtigt, at disse datahuller huskes, når resultater og konklusioner for arbejdsmiljø læses og vurderes.

For øvrige antagelser og forudsætninger vurderes anvendte generelle data for transport processer fra UMIP Enhedsprocesdatabasen at være forbundet med størst usikkerhed, idet der er tale om generelle data, der ikke tager højde for de specifikke forhold, der gør sig gældende i ved transport af de produkter, der er inddraget i nærværende vurdering. De anvendte transportformer og transportmidler er dog repræsentative for de produkter, der er inddraget i nærværende vurdering. Men særligt for transport af færdige EPS-produkter gør nogle helt særlige forhold sig gældende, som de generelle data fra UMIP Enhedsprocesdatabasen ikke tager højde for. Disse særlige forhold ved transport af færdige EPS-produkter kommer primært til udtryk ved et skævt forhold mellem rumfang og vægt for en samlet

transport. Der gennemføres derfor en følsomhedsvurdering, der skal klarlægge, hvor stor betydning de inddragede transportprocesser har for produkternes samlede miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter.

For alle anvendte data i produktets livscyklus, beregnes og præsenteres under opgørelsen en variationskoefficient (var. koeff.) for hver udveksling. Variationskoefficienterne er beregnet i UMIP-PC ved fem gennemløb på grundlag af en normalfordelt estimeret variation på 25% på mængder af input og output i produktets livscyklus.

2.8 Datagrundlag

2.8.1 Materialefase

Beskrivelse af anvendte data for materialefasen:

EPS10100 Fiskekasse, materiale					Datatype			Kildetype					Kildenavn	Bemærkninger
Nr.	Navn	Mængde	Enhed	Proces	PS	SS	GR	1	2	3	4	5		
1.0	Fiskekasse, materiale			EPS10100									Dansk Styropack A/S	10 kg. Euro fiskekasse med låg med en færdig vægt på 0,292 kg. Spild i produktionsfasen 6,4%. Samlet mængde inkl. spild = 0,311 kg.
1.1	EPS-perler, NL97	0,311	kg.	M32176		X			X				Synbra Technology, NL, PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	Input, ressourcer og materialer til EPS10100. Data for 1 kg. granulat. Alle input og output fra kilde A6:S24., dog kilde UMIP for energi og transport. Brændeværdier beregnet efter Energistyrelsen 1995. Feedstock energi er ikke medregnet.
1.1.1	Pentan, EPS A97			M32173		X			X				Produktion, Europa, PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	Input, ressourcer og materialer til EPS10100. Data for 1 kg. pentan. Alle input og output fra kilde A6:S3/S4; dog kilde UMIP for energi, ressourcer og transport. Brændeværdier beregnet efter Energistyrelsen 1995.
1.1.2	Styren, EPS A97			M32175		X			X				Produktion, Europa, PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	Input, ressourcer og materialer til EPS10100. Data for 1 kg. styren. Alle input og output fra kilde A6:S25., dog kilde UMIP for energi, ressourcer og transport. Brændeværdier beregnet efter Energistyrelsen 1995.
1.1.3	Octabine, emballage	0,000311	stk.	M32179		X				X			StyroChem International	Data for 1 stk. octabine. 1 stk. octabine indeholder 1000 kg. EPS granulat. Vægt af 1 stk. octabine = 37,03 kg. Samlet vægt af 0,000311 stk. = 0,01152 kg. Mængder af input og output fra kilde. Data for de enkelte input og output fra UMIP.
1.2	Transport, råvare, lastbil>16t	241,89	kgkm	O32693			X				X		UMIP	Transport 750 km. fra NL til DK på lastbil over 16t på motorvej. Samlet vægt af transport = 0,3225 kg. (0,311 kg. råvare + 0,01152 kg. octabine). Data for transport er vægtede gns. for danske forhold med hensyn til forskellige lastkapaciteter, kørselsafstande (korte/lange ture), 40% udnyttelse af lastkapacitet ved udenrigs og 70% ved indenrigs. Fuld returlast.

PS: Produktspecifikke, data der gælder for processer, der er helt specifikke for produktet

SS: Stedspecifikke, data der gælder for aktuelle lokaliteter i produktets livsforløb, men processen er ikke opgjort specifikt for produktet

GR: Generelle data, alle andre data

1: Målinger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet

2: Beregninger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet (ud fra massebalance betragtninger og input for den aktuelle proces)

3: Fastsat ud fra data for samme processtype eller teknologi

4: Fastsat ud fra data for andre processtyper eller teknologier

5: Ikke-kvalificeret estimat

2.8.2 Produktionsfase

Beskrivelse af anvendte data for produktionsfasen:

EPS10200 Fiskekasse, produktion					Datatype			Kildetype					Kildenavn	Bemærkninger
Nr.	Navn	Mængde	Enhed	Proces	PS	SS	GR	1	2	3	4	5		
2.0	Fiskekasse, produktion			EPS10200									Dansk Styropack A/S Produktion, Europa gns., PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	10 kg. Euro fiskekasse med låg med en færdig vægt på 0,292 kg. Spild i produktionsfasen 6,4%. Samlet mængde inkl. spild = 0,311 kg.
2.1	EPS produktion	0,311	kg.	M32177		X				X			Dansk Styropack A/S UMIP	Input, ressourcer og materialer til EPS10200. Data for 1 kg. FV. Grønt Regnskab 1998 for Dansk Styropack er anvendt som primær kilde. Alle udvekslinger er beregnet i forhold til det totale råvareforbrug (ikke FV mængde). Brændværdier beregnet efter Energistyrelsen 1995.
2.1.1	EPS omløb, produktionsspild	0,00311	kg.	M32182			X				X		Dansk Styropack A/S	Produktionsspild på 6,4% = 0,019 kg., heraf udgør pentan emission 0,01589 kg., herefter indgår 0,00311 kg. faste materiale 100% i produktionsprocessen på ny efter granulering sammen med ny ren EPS råvare. Energiforbrug som bearbejdning af ny EPS råvare medregnes.
2.2	Genanvendelse, Octabine	0,01152	kg.										Dansk Styropack A/S	Samlet vægt af 0,000311 stk. = 0,01152 kg. Bliver genanvendt 100% uden forudgående bearbejdning. Pap til gjenbrugsfirma (=0,0042 kg.), inderfolie (=0,0004 kg.) af EVA og polyamid genanvendes eksternt, og palle (= 0,005 kg.) genanvendes internt. Processen er ikke medregnet. Mængder af input og output fra kilde.
2.2.1	Transport, affald, lastbil < 16t	0,576	kgkm	O32692			X				X		Dansk Styropack A/S UMIP	Transport af 0,01152 kg. octabine til genanvendelse i lastbil under 16t på landevej. Transport 50 km.
2.3	Transport, fv, lastbil > 16t	29,2	kgkm	O32694			X				X		Dansk Styropack A/S UMIP	Transport 100 km. efter produktion til brugssted på lastbil over 16t på landevej. Samlet vægt af transport = 0,292 kg.

PS: Produktspecifikke, data der gælder for processer, der er helt specifikke for produktet

SS: Stedspecifikke, data der gælder for aktuelle lokaliteter i produktets livsforløb, men processen er ikke opgjort specifikt for produktet

GR: Generelle data, alle andre data

1: Målinger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet

2: Beregninger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet (ud fra massebalance betragtninger og input for den aktuelle proces)

3: Fastsat ud fra data for samme processtype eller teknologi

4: Fastsat ud fra data for andre processtyper eller teknologier

5: Ikke-kvalificeret estimat

2.8.3 Brugsfase

Beskrivelse af anvendte data for brugsfasen:

EPS10300 Fiskekasse, brug					Datatype			Kildetype					Kildenavn	Bemærkninger
Nr.	Navn	Mængde	Enhed	Proces	PS	SS	GR	1	2	3	4	5		
3.0	Fiskekasse, brug			EPS10300									Dansk Styropack A/S Produktion, Europa gns. PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	10 kg. Euro fiskekasse med låg med en færdig vægt på 0,292 kg.
3.1	Brug, transport, fv, lastbil>16t	584,00	kgkm	O32693			X					X	Dansk Styropack A/S UMIP	Transport 2000 km. efter produktion på lastbil over 16t på motorvej til Sydfrankrig. Data for transport er vægtede gns. for danske forhold med hensyn til forskellige lastkapaciteter, kørselsafstande (korte/lange ture), 40% udnyttelse af lastkapacitet ved udenrigs og 70% ved indenrigs. Fuld returlast.

PS: Produktspecifikke, data der gælder for processer, der er helt specifikke for produktet
 SS: Stedspecifikke, data der gælder for aktuelle lokaliteter i produktets livsforløb, men processen er ikke opgjort specifikt for produktet
 GR: Generelle data, alle andre data

1: Målinger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet
 2: Beregninger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet (ud fra massebalance betragtninger og input for den aktuelle proces)
 3: Fastsat ud fra data for samme procestype eller teknologi
 4: Fastsat ud fra data for andre procestyper eller teknologier
 5: Ikke-kvalificeret estimat

2.8.4 Bortskaffelsesfase

Beskrivelse af anvendte data for bortskaffelsesfasen:

EPS10400 Fiskekasse, bortskaffelse					Datatype			Kildetype					Kildenavn	Bemærkninger
Nr.	Navn	Mængde	Enhed	Proces	PS	SS	GR	1	2	3	4	5		
4.0	Fiskekasse, bortskaffelse			EPS10400									Dansk Styropack A/S Produktion, Europa gns. PRC Bouwcentrum, EUMEPS, Appendics	10 kg. Euro fiskekasse med låg med en færdig vægt på 0,292 kg.
4.1	EPS-affald, forbrænding	0,292	kg.	B32644			X				X		Dansk Styropack A/S UMIP RenoSam	Data for forbrænding af affald som EPS fra UMIP. Feedstock energi godskrives ved forbrænding. Anvendt brændværdi 46,00 MJ/kg (EPS som affald, RenoSam, 1989, s. 8) svarende til $0,292 * 46,00 = 13,43$ MJ = 0,31 kg. råolie. Levetiden er estimeret til 14 dage.
4.1.1	Transport, affald, Lastbil<16t	7,30	kgkm	O32699			X				X		Dansk Styropack A/S UMIP	Transport 25 km. til bortskaffelse (forbrænding) på lastbil under 16t i bytrafik. Samlet vægt af transport = 0,292 kg.

PS: Produktspecifikke, data der gælder for processer, der er helt specifikke for produktet

SS: Stedspecifikke, data der gælder for aktuelle lokaliteter i produktets livsforløb, men processen er ikke opgjort specifikt for produktet

GR: Generelle data, alle andre data

1: Mængder for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet

2: Beregninger for det aktuelle produkt eller en aktuel proces i livsforløbet (ud fra massebalance betragtninger og input for den aktuelle proces)

3: Fastsat ud fra data for samme processtype eller teknologi

4: Fastsat ud fra data for andre processtyper eller teknologier

5: Ikke-kvalificeret estimat

3 Opgørelse

3.0 Indledning

Beskrivelse	Fase
Indledning I den tredje fase indsamles miljømæssigt relevante oplysninger for de processer, der under afgrænsningen er identificeret og inkluderet for livsforløbet. Opgørelsen omfatter generering af enhedsdata og opstilling af enhedsprocesser. Opgørelsen omfatter også opgørelse af udvekslingerne for det samlede livsforløb og for dele heraf. Endvidere omfatter opgørelsen at præsentere oplysningerne i en overskuelig form.	1. Målsætning
	2. Afgrænsning
	3. Opgørelse
	4. Vurdering
	5. Følsomhedsvurdering
	6. Forbedringsvurdering
Disposition 3.1 Metode 3.2 Opgørelsesresultater	

3.1 Metode

Opgørelsen gennemføres for at terminere alle processerne i produktets livsforløb, dvs. følge alle udvekslingerne tilbage til de terminale input og frem til terminale udledninger til recipient. Det betyder, at alle udvekslinger i livsforløbet regnes tilbage til jord. Det betyder f.eks. at forbrugt materiale eller forbrugt energi regnes om til de terminale udvekslinger, som fremstillingen af de pågældende materialer eller energi har medført. Det er en proces i mange trin, idet der til fremstillingen af materialet kan være anvendt andre materialer, der igen i deres fremstilling har forbrugt andre materialer. Alle udvekslingerne aggregeres hver for sig. Resultaterne af opgørelsen præsenteres i tabelform, da enhederne ikke er sammenlignelige.

Data til brug for opgørelse er indhentet fra en række primære og sekundære kilder. Kilderne er specificeret under afsnit 2.7 Datagrundlag.

Bearbejdning af de indsamlede data er foretaget i UMIP-PC.

3.2 Opgørelsesresultater

3.2.1 Beregning

Emne 1	Valg	Emne 2	Valg
Miljøresultat	Beregning for EPS10000	Vægtning 1	Nej
Emne	EPS-fiskekasse	Vægtning 2	Nej
UMIP niveau	Opgørelse	Vægtning 3	Nej
Mængde	1	Vægtning 4	Nej
Levetid	14 dage	Normalisering	Nej
Statistik	Ja	Gennemløb	5
Sted	Nej	Kommentarer	

3.2.2 Udvekslinger

Navn	Enhed	Gruppe	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koef.
Kvarts	g	Affald	3,92E-05				3,92E-05	1,08E-01
Uspec. radioaktivt affald	g	Affald	5,50E-04	3,54E-04	1,40E-09	1,35E-05	9,18E-04	3,01E-01
Jernholdig ovnslagge	kg	Affald	2,30E-05				2,30E-05	5,32E-02
Manganholdig slagge	kg	Affald	6,65E-07				6,65E-07	5,10E-02
Mineralsk affald	kg	Affald	4,20E-03	3,20E-05	2,28E-05	2,59E-06	4,26E-03	3,09E-01
Pap	kg	Affald		3,87E-03			3,87E-03	6,50E-02
Uspec. affald	kg	Affald	1,14E-04	1,64E-04			2,77E-04	2,15E-01

Navn	Enhed	Gruppe	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koeff.
Uspec. affald fra stålprod. 1	kg	Affald	2,00E-05				2,00E-05	8,02E-02
Uspec. farligt affald	kg	Affald	6,36E-08	4,10E-08	1,62E-13	1,60E-09	1,06E-07	3,21E-01
Uspec. gummi	kg	Affald	4,85E-05	5,70E-06	1,04E-04	6,27E-06	1,65E-04	2,61E-01
Uspec. industriaffald	kg	Affald	6,04E-04	4,55E-03	3,21E-06	9,70E-07	5,16E-03	3,12E-01
Uspec. kemikalieaffald	kg	Affald	4,76E-04	9,08E-04	1,76E-06	1,81E-07	1,39E-03	3,17E-01
Uspec. slagge & aske	kg	Affald	5,76E-04				5,76E-04	7,33E-02
Uspec. slagge & aske, energi	kg	Affald	4,13E-04	1,18E-02	2,59E-05	3,49E-04	1,25E-02	2,89E-01
Uspec. slagge & aske, forbr.	kg	Affald	1,15E-04	4,38E-05	1,33E-06	5,17E-03	5,33E-03	3,92E-01
Uspec. slam	kg	Affald	9,97E-09	4,20E-12	7,04E-11	6,07E-07	6,17E-07	3,00E-01
Uspec. volumenaffald	kg	Affald	1,24E-03	7,63E-02	2,54E-07	2,21E-03	7,97E-02	3,07E-01
Am, TRCF	Antal	Arb. Miljø		2,89E-06			2,89E-06	6,95E-02
Am, ulykker	Antal 10 ⁶	Arb. Miljø	4,46E-06	4,53E-08	3,16E-08	2,70E-04	2,74E-04	3,70E-01
Am, allergi	m. timer	Arb. Miljø	1,85E-05	1,83E-07	1,27E-07	1,12E-03	1,14E-03	3,40E-01
Am, EGA	m. timer	Arb. Miljø	8,71E-07	8,31E-09	5,79E-09	5,25E-05	5,34E-05	3,57E-01
Am, kraft	m. timer	Arb. Miljø	1,34E-05	1,32E-07	9,23E-08	8,07E-04	8,20E-04	4,16E-01
Am, nerveskade	m. timer	Arb. Miljø	3,88E-06	3,70E-08	2,58E-08	2,34E-04	2,38E-04	3,61E-01
Am, støj	m. timer	Arb. Miljø	9,25E-05	9,14E-07	6,38E-07	5,63E-03	5,73E-03	3,71E-01
Ammoniak (NH3)	g	Luft-emission	5,41E-05	2,27E-05	1,16E-04	1,11E-05	2,04E-04	2,76E-01
As (arsen)	g	Luft-emission	9,41E-07	3,43E-05	2,13E-11	1,91E-07	3,55E-05	2,88E-01
Carbondioxid (CO2)	g	Luft-emission	6,04E+01	1,03E+03	3,49E+01	8,96E+02	2,02E+03	2,81E-01
Carbonmonooxid (CO)	g	Luft-emission	3,97E-01	1,25E-01	1,46E-01	3,16E+00	3,83E+00	2,69E-01
Cd (cadmium)	g	Luft-emission	1,32E-07	3,94E-06	2,21E-12	1,95E-08	4,09E-06	2,94E-01
Cr (chrom)	g	Luft-emission	5,64E-08	1,69E-05	3,56E-11	3,06E-07	1,72E-05	2,89E-01
Cu (kobber)	g	Luft-emission	1,79E-06	3,53E-05	1,20E-10	1,07E-06	3,82E-05	2,89E-01
Dinitrogenoxid (N2O)	g	Luft-emission	4,85E-03	1,37E-02	1,16E-03	5,83E-04	2,03E-02	2,61E-01
Dioxin	g	Luft-emission	4,31E-11	1,73E-14	2,90E-13	2,66E-09	2,71E-09	9,05E-01
Fluorid (F-)	g	Luft-emission	9,24E-07				9,24E-07	2,08E-02
Hg (Kviksølv)	g	Luft-emission	1,75E-07	7,39E-06	1,78E-11	1,55E-07	7,72E-06	2,94E-01
Hydrogen (H2)	g	Luft-emission	4,49E-03	2,77E-06			4,49E-03	1,25E-01
Hydrogencarboner (HC)	g	Luft-emission	4,50E-02	8,76E-02	3,00E-02	1,15E-02	1,74E-01	2,51E-01
Hydrogenchlorid (HCl)	g	Luft-emission	4,06E-03	1,32E-04	5,17E-05	7,83E-06	4,25E-03	2,83E-01
Hydrogenfluorid (HF)	g	Luft-emission	3,48E-07	2,88E-06			3,22E-06	1,86E-01
Hydrogensulfid (H2S)	g	Luft-emission	2,07E-05	5,34E-06			2,60E-05	1,36E-01
Methan (CH4)	g	Luft-emission	3,52E-02	1,78E+00	2,44E-03	4,77E-02	1,87E+00	3,20E-01
Mn(mangan)	g	Luft-emission	2,22E-05				2,22E-05	7,37E-02
Ni (nikkel)	g	Luft-emission	8,14E-06	8,99E-05	4,14E-11	3,84E-07	9,84E-05	2,80E-01
Nitrogenoxider (NOx)	g	Luft-emission	2,89E+00	2,27E+00	4,94E-01	4,01E-01	6,05E+00	2,72E-01
NMVOC, benzinmotor u. kat.	g	Luft-emission	4,70E-07	1,39E-07	1,60E-09	1,43E-05	1,49E-05	3,64E-01
NMVOC, dieselmotorer	g	Luft-emission	3,82E-02	1,68E-02	8,11E-02	9,71E-03	1,46E-01	2,85E-01
NMVOC, kraftværker	g	Luft-emission	3,53E-04	9,81E-03	2,40E-08	2,19E-04	1,04E-02	2,87E-01
PAH	g	Luft-emission	5,80E-08	9,12E-09	8,77E-13	7,74E-09	7,48E-08	3,17E-01
Pb (bly)	g	Luft-emission	1,28E-06	3,66E-05	5,83E-11	5,15E-07	3,83E-05	2,82E-01
Pentan	g	Luft-emission	1,95E+00	1,68E+01			1,88E+01	1,40E-01
Se (selen)	g	Luft-emission	3,82E-07	1,32E-05	1,63E-10	1,45E-06	1,50E-05	3,02E-01
Styren	g	Luft-emission	1,25E-01	3,78E-04			1,25E-01	1,04E-01
Svovldioxid (SO2)	g	Luft-emission	2,17E+00	2,30E+00	5,96E-02	7,42E-02	4,60E+00	2,68E-01
Uspec. aldehyd	g	Luft-emission	1,46E-07	4,53E-06	3,76E-10	3,32E-06	8,00E-06	3,10E-01
Uspec. metaller	g	Luft-emission	2,13E-03	1,16E-05	1,03E-05	1,07E-06	2,15E-03	2,69E-01
Uspec. opløst stof	g	Luft-emission	7,85E-04				7,85E-04	6,84E-02
Uspec. org. forbindelser	g	Luft-emission	6,21E-07	1,18E-05	7,51E-10	6,45E-06	1,89E-05	2,84E-01
Uspec. partikler	g	Luft-emission	3,40E-01	2,18E-01	4,75E-02	1,08E-02	6,16E-01	2,78E-01
Uspec. tungmetal	g	Luft-emission	9,41E-09	2,46E-12	2,09E-14	1,83E-10	9,60E-09	5,13E-01
Uspec. xylene	g	Luft-emission	2,97E+00				2,97E+00	5,70E-02
V (vanadium)	g	Luft-emission	2,66E-05	2,62E-04	9,88E-10	8,82E-06	2,98E-04	2,95E-01
VOC, dieselmotorer	g	Luft-emission	1,13E-04	6,61E-03	2,06E-08	1,79E-04	6,90E-03	3,17E-01
VOC, kulfyring	g	Luft-emission	5,96E-06	1,81E-04	1,50E-08	1,38E-04	3,26E-04	3,23E-01
VOC, maleprocesser	g	Luft-emission		2,72E-01			2,72E-01	7,98E-02
VOC, naturgasfyring	g	Luft-emission	7,47E-03	1,97E-06	1,68E-08	1,44E-04	7,61E-03	3,42E-01
VOC, olieforbr.	g	Luft-emission	4,03E-06	1,10E-06			5,13E-06	1,83E-01
Zn (zink)	g	Luft-emission	5,60E-06	1,72E-04	5,87E-10	5,35E-06	1,83E-04	2,80E-01

Navn	Enhed	Gruppe	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koeff.
Al (aluminium)	g	Ressourcer	1,96E-01	1,44E-03	8,27E-04	1,35E-04	1,98E-01	2,99E-01
Brunkul, brændsel	g	Ressourcer	2,35E+00	8,67E-01	3,43E-06	3,15E-02	3,25E+00	3,17E-01
Calciumcarbonat (CaCO3)	g	Ressourcer	1,62E-01	6,40E-02	2,17E-03	6,18E+00	6,41E+00	3,51E-01
Fe(jern)	g	Ressourcer	3,52E-01	9,72E-04	8,69E-04	8,88E-05	3,54E-01	2,94E-01
Grundvand	g	Ressourcer	1,75E+02	4,01E+03	7,59E-03	7,03E+01	4,25E+03	3,83E-01
Kvarts	g	Ressourcer	2,46E-04				2,46E-04	8,34E-02
Ler	g	Ressourcer	1,68E-04	2,99E-04	3,10E-04	3,18E-05	8,09E-04	3,05E-01
Mn (mangan)	g	Ressourcer	9,94E-04	7,04E-06	5,17E-06	5,28E-07	1,01E-03	2,61E-01
Natriumchlorid (NaCl)	g	Ressourcer	6,94E-01	1,01E-01	1,45E-03	2,24E-04	7,96E-01	3,01E-01
Naturgas, brændsel	g	Ressourcer	1,68E+02	5,22E+00	6,38E-01	3,33E-01	1,74E+02	2,81E-01
Naturgas, råmateriale	g	Ressourcer	2,01E-01	1,65E+00			1,85E+00	1,40E-01
Opdammet vand	g	Ressourcer	7,69E+02	7,82E+02	1,30E+01	2,04E+02	1,77E+03	2,98E-01
Overfladevand	g	Ressourcer	3,95E+04	9,25E-06	1,55E-04	1,44E+00	3,95E+04	2,98E-01
Råolie, brændsel	g	Ressourcer	3,36E+02	9,71E+00	1,06E+01	1,12E+00	3,58E+02	2,91E-01
Råolie, råmateriale	g	Ressourcer	1,33E-01	9,92E-01	2,90E-02	3,56E-03	1,16E+00	3,83E-01
Stenkul, ren, brændsel	g	Ressourcer	1,18E-01	1,45E-01	5,07E-02	5,96E-03	3,19E-01	2,65E-01
Stenkul, rå brændsel	g	Ressourcer	3,25E+01	2,33E+02	7,63E-04	6,59E+00	2,73E+02	2,68E-01
Træ(blødt) TS, brændsel	g	Ressourcer	2,89E+00	4,24E+00			7,13E+00	1,86E-01
Træ(blødt) TS, råmateriale	g	Ressourcer	8,56E+00	4,39E+00			1,29E+01	1,63E-01
U (Uran)	g	Ressourcer	6,92E-04	1,30E-04	2,69E-07	4,42E-06	8,26E-04	3,04E-01
Uspec. biomasse, TS, brændsel	g	Ressourcer	9,76E-02	3,62E+00	1,79E-06	1,58E-02	3,73E+00	2,98E-01
Uspec. mineraler	g	Ressourcer	5,61E-01				5,61E-01	6,85E-02
Uspec. ressourcer	g	Ressourcer	8,27E-04				8,27E-04	8,10E-02
Uspec. vand	g	Ressourcer	1,47E+03	3,88E+02	2,17E+00	6,61E+00	1,87E+03	3,16E-01
Calciumsulfat (CaSO4)	kg	Ressourcer	4,90E-03				4,90E-03	6,29E-02
Uspecificeret fortynder	kg	Ressourcer		2,75E-04			2,75E-04	8,76E-02
Uspecificeret kØle/smØremiddel	kg	Ressourcer		5,84E-05			5,84E-05	4,31E-02
Uspecificeret trykfarve	kg	Ressourcer		5,48E-05			5,48E-05	3,71E-02
Uspec. brændsel	Mj	Ressourcer	0,00E-00	0,00E-00	0,00E-00	-13,43E+01	-13,43E+01	7,60E-01
Al (aluminium)	g	Vand-emission	2,28E-06	1,43E-04	4,44E-10	3,87E-06	1,49E-04	3,07E-01
Ammoniak (NH3)	g	Vand-emission		4,69E-06			4,69E-06	7,12E-02
AOX	g	Vand-emission	1,07E-05	1,64E-05			2,71E-05	1,80E-01
BOD	g	Vand-emission	6,75E-03	3,06E-04	5,17E-05	5,34E-06	7,12E-03	3,25E-01
Cd (cadmium)	g	Vand-emission	8,24E-14				8,24E-14	1,02E-01
Chlorid (Cl-)	g	Vand-emission	1,77E+00	2,08E+00	1,10E-04	5,61E-02	3,90E+00	3,09E-01
COD	g	Vand-emission	3,26E-01	3,91E-02	1,03E-04	1,08E-05	3,65E-01	3,04E-01
Cr (chrom)	g	Vand-emission	2,68E-06				2,68E-06	8,10E-02
Cu (kobber)	g	Vand-emission	1,22E-07				1,22E-07	8,78E-02
DOC	g	Vand-emission	3,99E-04	1,51E-04	1,14E-09	9,92E-06	5,61E-04	2,71E-01
Fe (jern)	g	Vand-emission	2,26E-03	1,67E-03	6,38E-09	5,75E-05	3,99E-03	3,34E-01
Fluorid (F-)	g	Vand-emission	6,75E-06	4,28E-04	1,33E-09	1,10E-05	4,46E-04	3,31E-01
Fosfat (PO4---)	g	Vand-emission	2,35E-06	1,95E-05			2,18E-05	2,14E-01
H+ (hydrogenioner)	g	Vand-emission	1,19E-02	6,27E-04	3,10E-04	5,10E-05	1,29E-02	2,58E-01
Hg (KviksØlv)	g	Vand-emission	3,33E-14				3,33E-14	1,08E-01
Hydrogenercarboner (HC)	g	Vand-emission	2,56E-04	5,71E-04	2,07E-04	2,36E-05	1,06E-03	2,70E-01
Mn(mangan)	g	Vand-emission	2,28E-06	1,43E-04	4,44E-10	3,93E-06	1,49E-04	3,19E-01
Na+ (natriumion)	g	Vand-emission	1,75E-01				1,75E-01	7,14E-02
Natriumchlorid (NaCl)	g	Vand-emission	1,49E-01				1,49E-01	1,04E-01
NH4-N	g	Vand-emission	2,43E-03	1,32E-04	8,27E-06	4,26E-06	2,58E-03	2,79E-01
Ni (nikkel)	g	Vand-emission	3,13E-06	1,43E-05	4,44E-11	3,69E-07	1,78E-05	3,26E-01
NO3-N	g	Vand-emission	2,85E-04	2,45E-06	2,59E-06	2,75E-07	2,90E-04	2,94E-01
Pb (bly)	g	Vand-emission	7,75E-08				7,75E-08	6,04E-02
Phenol	g	Vand-emission	1,01E-03	3,09E-06	2,85E-11	2,48E-07	1,02E-03	3,02E-01
Sr (strontium)	g	Vand-emission	1,13E-05	7,13E-04	2,22E-09	1,88E-05	7,43E-04	3,10E-01
SS	g	Vand-emission	1,17E-03	3,19E-03	6,21E-04	1,40E-04	5,12E-03	2,94E-01
Sulfat (SO4--)	g	Vand-emission	6,51E-02	8,26E-02	1,05E-04	2,33E-03	1,50E-01	2,59E-01
Tot-N	g	Vand-emission	1,78E-03	1,26E-03			3,05E-03	1,33E-01
Uspec. jernoxider	g	Vand-emission	1,31E-04				1,31E-04	8,26E-02
Uspec. metaller	g	Vand-emission	1,34E-01	1,97E-03	5,17E-05	7,87E-06	1,36E-01	2,77E-01
Uspec. olie	g	Vand-emission	1,70E-02	3,25E-04	2,01E-09	1,76E-05	1,73E-02	2,56E-01

Navn	Enhed	Gruppe	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koef.
Uspec. opløst stof	g	Vand-emission	1,12E-01	1,48E-01	4,46E-07	3,86E-03	2,64E-01	3,10E-01
Uspec. org. forbindelser	g	Vand-emission	8,87E-03				8,87E-03	5,88E-02
Uspec. oxider	g	Vand-emission	1,13E-04				1,13E-04	3,20E-02
Uspec. salt	g	Vand-emission	4,96E-03	1,73E-02	5,64E-08	4,75E-04	2,27E-02	3,19E-01
Uspec. stof	g	Vand-emission	2,22E-05	2,16E-04	5,32E-10	4,71E-06	2,43E-04	3,22E-01
Uspec. sulfider	g	Vand-emission	2,66E-04				2,66E-04	5,03E-02
Uspec. xylen	g	Vand-emission	2,02E-02				2,02E-02	7,48E-02
Uspec.-N	g	Vand-emission	8,58E-06	3,42E-05	1,03E-05	1,07E-06	5,42E-05	2,58E-01
Vand	g	Vand-emission	1,47E+02	2,13E+02	7,04E-04	6,64E+00	3,66E+02	4,15E-01
Zn (zink)	g	Vand-emission	6,48E-07	1,43E-05	4,44E-11	3,86E-07	1,53E-05	3,39E-01

3.2.3 Energispecifikation

Energiforbrug	Brændværdi MJ/kg	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Total
Brunkul, brændsel	26,50	0,06	0,02	0,00	0,00	0,09
Naturgas, brændsel	49,10	8,22	0,26	0,03	0,02	8,53
Råolie, brændsel	42,70	14,36	0,41	0,45	0,05	15,28
Stenkul, ren, brændsel	24,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Stenkul, rå brændsel	26,50	0,86	6,19	0,00	0,17	7,22
Træ (blødt) TS, brændsel	14,70	0,04	0,06	0,00	0,00	0,10
U (Uran)	451000,00	0,31	0,06	0,00	0,00	0,37
Uspec. biomasse, TS, brændsel	10,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04
Total 1		23,87	7,04	0,49	0,24	31,64
Uspec. brændsel		0,00	0,00	0,00	-13,43	-13,43
Total 2		23,87	7,04	0,49	-13,19	18,21

4 Vurdering

4.0 Indledning

Beskrivelse	Fase
Indledning I den fjerde fase fortolkes de data, der er indsamlet under den foregående opgørelse. Fortolkningen udføres for, at miljøvurderingen kan fungere som beslutningsstøtte. Tolkningen skal baseres på den tilgængelige baggrundsviden om miljøressourcer og arbejdsmiljø og vise, hvilke af udvekslingerne, der er væsentlige, og hvor store bidrag, de kan give. Under vurderingen foregår tolkningen af opgørelsen ved, at det for hvert enkelt udveksling vurderes, hvor stort bidrag den vil kunne forårsage til de miljøeffekter, der kendes i dag. Opgørelsen oversættes herved til en liste over ressourceforbrug og potentialer for miljø og arbejdsmiljøeffekter.	1. Målsætning
	2. Afgrænsning
	3. Opgørelse
Disposition 4.1 Metode 4.2 Normaliseringsfortolkning 4.3 Normaliseringsresultater 4.4 Vægtningsfortolkning 4.5 Vægtningsresultater	4. Vurdering
	5. Følsomhedsvurdering
	6. Forbedringsvurdering

4.1 Metode

4.1.1 UMIP

Den metode, der er anvendt er UMIP (Udvikling af Miljøvenlige Industriprodukter). Beregninger er gennemført i UMIP-PC. Beregningerne omfatter gennemførelse af udregning af potentielle bidrag til forskellige effekttyper (klassificering og karakterisering), sammenligning af effektpotentialer og ressourceforbrug med en fælles reference (normalisering – se 4.2 og 4.3), og endelig vægtning (vægtning – se 4.4 og 4.5) af de normaliserede effektpotentialer og ressourceforbrug for at afgøre, hvilke af dem der er væsentlige. Der er udelukkende anvendt faktorer for normalisering og vægtning fra UMIP.

Under klassificering og karakterisering beregnes alle de terminale udvekslinger til potentielle bidrag til de forskellige effekter i produktets samlede livsforløb. Et stof, der udveksles kan bidrage til flere effekter, og til en effekt kan og vil der oftest være bidrag fra flere forskellige stoffer. Alle bidrag til en bestemt effekt omregnes til en for den pågældende effekt defineret effektækvivalent -enhed. For drivhuseffekt er effektækvivalent -enheden f.eks. gCO_2 . Resultaterne af effektpotentialeberegningen kan præsenteres såvel grafisk som i tabelform. Den grafiske præsentation kan være meningsforstyrrende, da enhederne ikke er sammenlignelige. Resultaterne af klassificering og karakterisering (effektpotentialeberegning) præsenteres ikke i nærværende vurdering.

Under normaliseringen relateres effektpotentialerne til samfundets samlede belastning indenfor den pågældende effekt (eller ressourceforbrug) i den for effekten (eller ressourcen) relevante region. For effekter i det ydre miljø opereres der med globale, regionale og lokale effekter. De normaliserede effektbidrag udtrykkes som bidraget pr. person i den pågældende region. For drivhuseffekt f.eks. vil effektpotentialet blive delt med det samlede globale bidrag til drivhuseffekt – udtrykt i ækvivalenten gCO_2 . Dernæst deles dette tal med det samlede befolkningstal i verden. Den resulterende enhed kaldes en personækvivalent. År 1990 er anvendt som normaliseringsreferenceår. Resultaterne af normalisering kan præsenteres i både tabelform og grafisk. I nærværende miljøvurdering præsenteres resultaterne af normaliseringen i tabelform (se 4.3 Normaliseringsresultater).

Under vægtningen relateres de normaliserede bidrag til de politisk fastlagte reduktionsmål for den pågældende effekt. De effekter, hvorom der er fastlagt kraftigere reduktionsmål, vil blive vægtet tungere end andre. De vægtningsfaktorer, der anvendes i nærværende miljøvurdering udtrykker reduktionsmålene for år 2000 målt i forhold til år 1990, som er normaliseringsreference. Det vil sige at efter vægtningen udtrykker resultatet den andel af en "ønsket" personbelastning i år 2000, som

produktets livsforløb udgør. For ressourceforbrug vægtes det normaliserede forbrug mod de kendte tilbageværende ressourcer det betyder, at det vægtede resultat udtrykker, hvor stor en andel, det beregnede forbrug udgør af den mængde af den pågældende ressource, der er tilbage til en person og alle denne persons efterkommere. Resultaterne af vægningen kan præsenteres i både tabelform og grafisk. I nærværende miljøvurdering præsenteres resultaterne grafisk (se 4.5 Vægningsresultater).

4.1.2 Miljøeffekter

Ved miljøeffekter forstås de effekter på det ydre miljø inklusiv sundhed for menneske r, der forårsages af udledninger i produktets livsforløb. I de følgende afsnit gennemgås kort mulige miljøeffekter, med udgangspunkt i de skader, der kan observeres i dag eller forventes i fremtiden inden for de forskellige miljøeffekttyper som følge af menneskelige aktiviteter.

Drivhuseffekt

Jordens atmosfære absorberer en del af den varmestråling, der udsendes fra Jorden mod verdensrummet, og opvarmes herved. Denne naturlige drivhuseffekt er med sikkerhed forøget gennem det sidste århundrede som følge af menneskeskabte aktiviteter, der medfører ophobning af gasser som CO₂, N₂O, CH₄ og halocarboner i atmosfæren. De vigtigste menneskeskabte bidrag til drivhuseffekten skyldes afbrænding af fossile brændstoffer som kul, olie og naturgas. Konsekvenserne af den menneskeskabte drivhuseffekt kan blive højere globale gennemsnitstemperaturer og pludselige regionale klimaændringer. Drivhuseffekten er en miljøeffekt, der virker på global skala.

Pludselige regionale forskydninger i de eksisterende klimasystemer f.eks. som følge af ændrede forløb af store havstrømme eller afsmeltning af ismasser på poler og i bjergområder er foruroligende perspektiver. Sådanne ændringer vil nemlig medføre ændringer i livsbetingelserne for mennesker og økosystemer med en hastighed, der gør en gradvis tilpasning umulig. Industrialisering af store dele af den tredje verden kan dramatisk øge udledningen af den vigtigste drivhusgas, CO₂. Det verdensomspændende netværk af klimaforskere og atmosfærekemikere, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) følger den nyeste udvikling i vor viden om drivhuseffekten og udsender med jævne mellemrum statusrapporter. Disse statusrapporter udgør grundlaget for UMIP -metodens vurderingsværktøj for drivhuseffekten.

FN's Klimakonvention fra 1992 pålægger de 154 lande, der indtil videre har underskrevet den, at stabilisere udledningerne af CO₂ og andre drivhusgasser på 1990-niveauet inden år 2000. I Danmark har Energiministeriets handlingsplan "Energi 2000" målsat en reduktion af CO₂-udledningen i år 2005 med 20% i forhold til 1988 (Folketingsbeslutning 10. marts 1992). De vigtigste af halocarbonerne, som også er drivhusgasser, afvikles hastigt over de kommende år som følge af særlige aftaler for denne stofgruppe. Halocarbonerne er ligeledes omfattet af reduktionen af den stratosfæriske ozonnedbrydning.

Stratosfæriske ozonnedbrydning

Dannelse og nedbrydning af ozon er naturligt i balance i Jordens stratosfære 15-40 km oppe i atmosfæren, men nedbrydningen accelereres som følge af menneskets udledning af halocarboner, dvs. organiske forbindelser som indeholder chlor eller brom, og som er tilstrækkeligt langlivede til at nå stratosfæren. Den reducerede ozonmængde i stratosfæren betyder en højere intensitet af skadelige UV -stråler i det sollys, der når ned til Jordens overflade. Menneskets udledninger af halocarboner (CFC'er, tetrachlormetan, 1,1,1-trichlorethan, HCFC'er, haloner og methylbromid) har gennem de sidste 40 år støt øget koncentrationen af chlor - og bromforbindelser i stratosfæren. Gennem de sidste to årtier har man kunnet konstatere, at gennemsnitskoncentrationen af ozon i stratosfæren falder støt, og tilsyneladende er denne udvikling forværet i de seneste år. Siden midten af 1980'erne har man desuden hvert år i forårmånederne observeret en voldsom udtynding af ozonlaget over Sydpolen ("ozonhuller"). I de sidste år er der også observeret øget udtynding af ozonlaget over Nordpolen. Med ozonudtyndingen følger en øget intensitet af UV -stråling på jordoverfladen over store dele af den sydlige og nordlige halvkugle. En stærkere udsættelse for UV -stråling kan øge hyppigheden af hudkræft og grå stær og forårsage nedsat funktion af immunforsvaret hos dyr og mennesker og skader

på fotosyntesystemet hos alger og højere planter. Der er aktuelt (1996) enighed om, at de menneskeskabte halocarboner er en væsentlig årsag til den stratosfæriske ozonnedbrydning. Ozonnedbrydningen forventes at toppe inden for de næste 5-10 år for derefter at aftage som følge af de allerede indgåede aftaler for afvikling af brugen af halocarboner. Men uanset de nuværende bestræbelser for at bremse ozonnedbrydningen, ventes den kritiske nedre grænse for ozonhullets dannelse tidligst passeret midt i det 21. århundrede. Den stratosfæriske ozonnedbrydning er en miljøeffekt, der virker på global skala.

Hvis ozonnedbrydningen over Nordpolen antager samme omfang som over Sydpolen, vil store og tæt befolkede områder i Europa og Nordamerika blive udsat for stærkt forhøjet UV -intensitet med omfattende sundhedsskader til følge.

Med Montreal-protokollen og de senere indgåede revisioner heraf (f.eks. UNEP, 1993), har det internationale samfund aftalt en usædvanligt vidtgående regulering af en gruppe af miljøfarlige stoffer. Den industrialiserede verdens produktion og brug af CFC'er, tetrachlormetan og 1,1,1-trichlorethan skal være afviklet pr. 1. januar 1996. I u-lande er afviklingsterminen for disse gasser år 2010. I i-lande er produktionen af haloner afviklet pr. 1. januar 1994. Produktion og brug af HCFC'erne stabiliseres i 1996 og afvikles gradvist frem til år 2030, samtidig med at der i 1995 skete en stabilisering af brugen af methylbromid. Danmark har skærpet disse afviklingsterminer, så CFC'erne er afviklet pr. 1. januar 1995, HCFC'erne afvikles gradvist frem til år 2002, og methylbromid afvikles pr. 1. januar 1998. CFC'er vil dog fortsat sive ud i miljøet fra isoleringsskum og kølesystemer under brugen og bortskaffelsen af produkter som f.eks. køleskabe, der allerede er i anvendelse.

Fotokemisk ozondannelse

Når opløsningsmidler og andre flygtige organiske forbindelser udledes til atmosfæren, nedbrydes de ofte i løbet af få dage. Nedbrydningsreaktionen er en oxidation, der sker under medvirken af lys fra solen. Hvis der også er nitrogenoxider NO_x til stede, kan der dannes ozon ved nedbrydningen. Nitrogenoxiderne forbruges ikke ved ozondannelsen, men fungerer som en slags katalysator. Det er denne proces, der betegnes fotokemisk ozondannelse. Tilstedeværelsen af nitrogenoxider kan være en lige så vigtig menneskeskabt forudsætning for den fotokemiske ozondannelse som udledning af VOC'er. Betydningen af tilstedeværelsen af nitrogenoxider for ozondannelse afspejles i, at der opereres med to typer af miljøeffekter indenfor fotokemiske ozondannelse; én for udledninger, der finder sted i områder med en lav baggrundskoncentration af NO_x , og én for udledninger, der finder sted i områder med en høj baggrundskoncentration af NO_x . Fotokemisk ozondannelse er en miljøeffekt, der virker på både lokal og regional skala.

De flygtige organiske forbindelser, VOC'erne, nedbrydes især i troposfæren, der er den lavereliggende del af atmosfæren, som VOC'erne udledes til. De væsentligste menneskeskabte kilder til udledning af VOC'er er dels vejtransporten med dens udslip af uforbrændt benzin og diesel og dels brugen af organiske opløsningsmidler, f.eks. i malinger. Ozon er en ustabil gas med en halveringstid i troposfæren på få uger, og derfor kan den ozon, der dannes i troposfæren, ikke nå op i stratosfæren og modvirke udtyndingen af ozonlaget der. På trods af, at ozon har så kort en opholdstid, er ozonkoncentrationen i troposfæren stigende med omkring 1% om året over det meste af den nordlige halvkugle, hvor de fleste af VOC- og NO_x -udledningerne finder sted. På den sydlige halvkugle er ozonkoncentrationen i troposfæren imidlertid næsten konstant. Ozon angriber organisk stof i de planter og dyr eller materialer, der udsættes for luften. Dette leder til en øget hyppighed af luftvejslidelser blandt mennesker under fotosmog-episoder i byområderne og et udbyttetab for agerbruget, der for Danmark forsigtigt skønnes at ligge på omkring 10% af den samlede produktion.

Forsuring

Når syrer og forbindelser, der kan omdannes til syrer, udledes til atmosfæren og afsættes til vand - og jordmiljøet, betyder tilførslen af hydrogen ioner, at pH falder, dvs. at surhedsgraden øges. Dette får konsekvenser i form af udbredt vantrivsel blandt nåletræer i skove mange steder i Europa og USA, og fiskedød i bjergsøer i Skandinavien og Centraleuropa. Det medfører også korrosionsskader på metaller

og forvitring af overfladebelægninger og mineralske bygningsmaterialer, der er udsat for vind og vejr. Forsuring er en miljøeffekt, der især forårsager problemer i regional skala.

De væsentlige menneskeskabte kilder til forsurening er forbrændingsprocesser ved elektricitets- og varmeproduktion og ved transport. Forsureningsbidraget er størst, når de anvendte brændsler er svovlholdige. Udledning af f.eks. svovldioxid SO_2 er en væsentlig kilde til miljøeffekten forsurening.

Næringsaltbelastning

Næringsaltbelastning er påvirkning af økosystemer med stoffer, der indeholder kvælstof (N) eller fosfor (P). Som regel vil tilgængeligheden af et af disse næringsalte være begrænsende for væksten i økosystemet, og hvis man tilføjer dette næringsalt, vil væksten af alger eller planter øges. I vandige økosystemer kan dette betyde, at der skabes situationer med iltfrie forhold ved bunden som følge af overproduktionen af alger, og dette kan betyde f.eks. fiskedød. På landjorden forsvinder næringsfattige økosystemer som højmoser, overdrev og heider gradvist som følge af gødsning med kvælstof. Næringsaltbelastning er en miljøeffekt, der forårsager problemer i lokal til regional skala.

Samfundets udledninger af kvælstof til vandmiljøet skyldes især landbrugets forbrug af gødning, men nitrogenoxider NO_x fra forbrændingsprocesser har også betydning både for økosystemer i vandet og på landjorden. De væsentligste kilder til udledning af fosfor er renseanlæg for byernes og industriens spildevand samt udvaskning fra landbrugsjord.

Humantoksicitet

Kemiske stoffer der udledes som følge af menneskeskabte aktiviteter kan bidrage til toksicitet over for mennesker i miljøet, human toksicitet. Dette er tilfældet, hvis stofferne er giftige, og hvis deres egenskaber i kombination med måden, de udledes på gør, at mennesker bliver eksponeret (udsat) for dem. De vigtigste eksponeringsveje er gennem den luft, der indåndes, eller gennem de materialer, der indtages gennem munden f.eks. som føde. Hvis koncentrationerne af miljøfarlige stoffer i udledningen bliver høje nok, kan giftvirkningerne forekomme umiddelbart efter, at mennesket er blevet eksponeret for stofferne. Denne form for giftvirkninger kaldes akut toksicitet. Giftvirkninger, der først optræder ved gentagen udsættelse for stoffet gennem længere tid, kaldes kronisk toksicitet. Kronisk toksicitet skyldes ofte stoffer, som vanskeligt nedbrydes i miljøet, og som derfor kan være til stede i lang tid efter, at de er blevet udledt. Nogle stoffer har også en tendens til at opkoncentreres i de levende organismer, der fungerer som føde for mennesket. På denne måde kan fødegrundlaget indeholde stofkoncentrationer, der er langt højere end koncentrationerne i det omgivende miljø. Den kroniske toksicitet af en forbindelse bestemmes således både af dens giftighed og dens bionedbrydelighed og evne til at biokoncentreres. Humantoksicitet er en effekt, der overvejende virker på lokal til regional skala. For enkelte meget svært nedbrydelige, let transporterbare og giftige stoffer kan toksiciteten være global.

Humantoksicitet kan skyldes mange forskellige typer af giftvirkninger, og listen over stoffer, der kan forårsage toksicitet, omfatter tusindvis af stoffer.

Økotoksicitet

Kemiske stoffer, der udledes som følge af menneskeskabte aktiviteter, bidrager til økotoksicitet, hvis de påvirker økosystemers funktion og struktur ved at forårsage giftvirkninger på de organismer, der lever af dem. Hvis koncentrationerne af miljøfarlige stoffer i udledningen er høje nok, kan giftvirkningen forekomme umiddelbart efter, at stofferne er udledt. Denne form for giftvirkning kaldes akut økotoksicitet, og de resulterer ofte i, at de udsatte organismer dør. Giftvirkninger, der ikke er akut dødelige, og som optræder ved længere tids gentagen udsættelse for stoffet, kaldes kronisk økotoksicitet. Kronisk økotoksicitet skyldes ofte stoffer, som vanskeligt nedbrydes i miljøet, og som derfor kan være til stede i lang tid efter, at de er blevet udledt. Nogle stoffer har også en tendens til at opkoncentreres i levende organismer således, at deres væv og organer kan blive udsat for stofkoncentrationer, der er langt højere end koncentrationerne i det omgivende miljø. Den kroniske økotoksicitet af en forbindelse bestemmes således både af dens giftighed, bionedbrydelighed og dens evne til at biokoncentreres. Resultatet af en kronisk økotoksisk påvirkning kan f.eks. være nedsat

forplantningsevne, som betyder at artens mulighed for at overleve på længere sigt forringes. Økotoksicitet er en effekt, der overvejende virker på lokal og regional skala. For enkelte meget svært nedbrydelige, biokoncentrerende og giftige stoffer kan økotoksiciteten være global.

Ved økotoksicitet er der tale om mange forskellige effektmechanismer, der har det fælles, at de kan lede til giftvirkninger på økosystemer. Sammenlignet med de øvrige miljøeffekter har økotoksicitet således karakter af en samlekategori, som omfatter alle de stoffer fra opgørelsen, der kan give en direkte påvirkning af økosystemers sundhed. På denne baggrund vil listen over stoffer, der klassificeres som bidragende til økotoksicitet, være meget mere omfattende end de tilsvarende lister over de øvrige miljøeffekter, og den vil indeholde mange forskellige typer af stoffer med vidt forskellige kemiske egenskaber.

Persistenttoksicitet

Vi har gennem de seneste årtier fået kendskab til en række forskellige stoffer, der tilsigtet eller utilsigtet er fremkommet som følge af menneskeskabte aktiviteter, og som er persistente, dvs. meget svært nedbrydelige i miljøet. Nogle af disse miljøfremmede stoffer har også egenskaber der gør, at de opkoncentreres i levende organismer til koncentrationer, der er giftige. Hvis de yderligere er mobile i miljøet og udledes i tilstrækkelige store mængder, vil stoffernes giftighed over for mennesker eller økosystemer, også kaldets humantoksicitet eller økotoksicitet, kunne blive et miljøproblem. Tidligere har der været stor opmærksomhed på tungmetallerne, men gennem det sidste årti er det blevet klart, at mange forskellige organiske stoffer også kan bidrage til persistentt toksicitet. Listen over udbredte miljøfarlige stoffer udvides stadig, men blandt de mest kendte er kviksølv, insektmidlet DDT, gruppen af polychlorede bifenyler (PCB) og gruppen af dioxiner og furaner. Persistentt toksicitet er en effekt, der kan virke på såvel global som lokal og regional skala.

I dag er i størrelsesorden 100.000 industrielt producerede kemikalier registreret med mulighed for markedsføring og dermed brug inden for EU. Det vurderes, at op til 20.000 kemikalier markedsføres i produkter i Danmark (Miljøstyrelsen, 1995). For de fleste stoffers vedkommende ved man intet eller meget lidt om deres opførsel i miljøet og deres mulige giftvirkninger over for forskellige organismer. For nogle stoffer gælder, at de er svært nedbrydelige i vores renseanlæg eller i miljøet, og andre har vist sig at have stabile nedbrydningsprodukter. Disse stoffer eller deres nedbrydningsprodukter vil være til stede i miljøet længe efter, at de er udledt. For andre stoffer gælder, at de kan opkoncentreres i levende organismer, indtil de når niveauer, hvor de har giftvirkning for organismen. Et af de mest omtalte eksempler herpå er insektmidlet DDT, der via fødekæderne opkoncentreres i rovfugle og forårsagede tyndskallede æg, der ikke kunne udruges. Et andet, nyere eksempel er forekomsten af polychlorede bifenyler, PCB og dioxiner i modernælk hos kvinder, i koncentrationer, der har skabt en debat om, hvorvidt amning af spælbørn bør frarådes. For andre stoffer igen gælder, at de har vist sig at finde vej til dele af miljøet, hvor man ikke havde ventet at finde dem. Nyere eksempler herpå er fundet af mange af landbrugets pesticider i det danske grundvand og udbredelsen af blødgøringsmidler fra PVC i både vand, jord og luft. For andre stoffer gælder slutteligt, at de har vist sig at have giftige effekter, man ikke havde ventet. Et eksempel er den nylige opdagelse af, at en række forskellige industrikemikalier eller nedbrydningsprodukter herfra i miljøet virker som det kvindelige kønshormon østrogen. Disse stoffer, der virker som det kvindelige kønshormon østrogen er f.eks. nedbrydningsprodukter fra detergenter med udbredt anvendelse i bl.a. rengøringsmidler og maling (alkylphenoler, nonylphenoler, oktylphenoler), og blødgørere i visse typer af blødt PVC plastik (phthalater, BBP, DBP), og pesticider (DDT, DDE, methoxychlor, lindan) og komponenter i epoxy-materialer og polycarbonater (bisphenol A, PCB).

Påvirkningen, og dermed mulighederne for skader, fra så mange forskellige kemiske stoffer er vanskelig både at overskue og kontrollere. Hertil kommer muligheden for opdagelse af nye uønskede effekter på sundhed og miljø fra nogle af de mange stoffer, vi udleder til miljøet. Miljøfarlige stoffers tilstedeværelse i miljøet nævnes ofte som en sandsynlig del af baggrunden for f.eks. tiltagende hyppighed af allergi hos børn og voksne, og øget risiko for udvikling af flere forskellige kræftformer, og faldende sækvalitet hos mænd i det meste af den industrialiserede verden, og nedsat

reproduktionsevne hos mange af de dyrearter, der befinder sig øverst i fødekæderne, samt en hyppighed af testikelkraft og brystkraft i Danmark, der er den største for noget land i verden.

Inden for EU iværksættes en systematisk risikovurdering af de industrikemikalier, der produceres og anvendes i de største mængder inden for Europas grænser. Der er 2 -3.000 kemikalier som anvendes eller importeres af enkeltimportører inden for EU i mængder på over 1.000 t/ år. Indenfor EU er der truffet aftale om risikovurdering af ca. 100 af disse kemikalier. Både for Nordsøen og for Østersøen ligger der aftaler om reduktion af udledningerne af miljøfarlige stoffer i første omgang skal reduceres med 50%, og helt skal være ophørt i år 2020. Stoffer, der er særligt problematiske pga. deres persistente toksicitet, afvikles gradvist, som f.eks. bly tilsat i benzin, eller de forbydes, som f.eks. PCB'er eller de mest problematiske af landbrugets pesticider.

Volumenaffald

Volumenaffald, dvs. husholdningsaffald, byggeaffald og lignende affald, der anbringes på en kontrolleret kommunal losseplads. Affaldet er kendetegnet ved at det ikke indeholder miljøfarlige stoffer.

Farligt affald

Farligt affald, dvs. affald, der skal bringes til særlige behandlingsanlæg for farligt affald, som f.eks. Kommunekemi A/S, og derfra deponeres. Affaldet er kendetegnet ved, at det indeholder miljøfarlige stoffer, der kan frigives under opholdet på deponiet.

Radioaktivt affald

Radioaktivt affald, dvs. affald af lav strålingsintensitet fra A-kraftværker, der anbringes på særlige depoter for radioaktivt affald.

Slagge og aske

Slagge og aske fra kulfyrede kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg, der anbringes på særlige deponier for slagge og aske.

4.1.3 Ressourceforbrug

Ved ressourceforbrug forstås de primære råstoffer, som materialerne i livsforløbet hidrører fra, både energibærerne, konstruktionsmaterialerne og hjælpestofferne. Ressourceforbruget omfatter både forbruget af fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer. I de følgende afsnit gennemgås kort to typer af mulige ressourceforbrug, med udgangspunkt i de negative konsekvenser, der kan observeres i dag eller forventes i fremtiden ved de to typer ressourceforbrug som følge af menneskelige aktiviteter.

Ikke-fornyelige ressourcer

Mange af de ressourcer, vi bygger vores materielle hverdag på, gendannes enten slet ikke eller med så langsom en hastighed, at det er uden praktisk betydning for os. De kan betragtes som en kapital, der ikke trækker nogen rente. Ofte bruger vi dem på en ikke-reversibel måde, som f.eks. når vi brænder fossile ressourcer som olie og kul af. Herved mindsker vi fremtidige generationers muligheder for at drage nytte af disse ressourcer, når de skal opfylde deres materielle behov. Brugen af ikke-fornyelige ressourcer betragtes som en global påvirkning.

For flere af de vigtige metalressourcer vil den nuværende forbrugshastighed betyde, at de udnyttelige forekomster af malme, der er kendte i dag, vil være opbrugt om få årtier. Store dele af den tredje verden oplever en rivende industrialisering i disse år, og man kan forvente en stigende materiel velstand for store befolkningsgrupper i Fjernøsten. Selv om den industrialiserede verden effektiviserer sin brug af ikke-fornyelige ressourcer, kan man således forvente et øget pres på dem i årene fremover.

Den manglende tilgængelighed af en eller flere vigtige ikke-fornyelige ressourcer kan lede til internationale spændinger og i værste fald væbnede konflikter. Den industrialiserede verdens behov for

adgang til store olieforekomster har således ligget bag flere eksempler på dette gennem de seneste årtier med Golf-krigen i 1991 som det hidtil mest dramatiske.

I store dele af den vestlige verden er der aktiviteter i gang for at fremme brugen af vedvarende energikilder som sol- og vindenergi. På samfundsplan er der også fokus på at erstatte brugen af nye materialer med genbrugen af gamle. Genbrugsinitiativerne er dog som regel drevet af ønsket om at mindske samfundets affaldsmængder snarere end ønsket om at spare på ressourcerne. I produktionen er der mange steder fokus på at minimere materialeforbruget, også af økonomiske årsager.

Fornyelige ressourcer

Fornyelige ressourcer som grundvand, fiskebestande, skove og andre former for biologiske ressourcer, der ikke bruges op som følge af menneskets udnyttelse, hvis de kan gendannes i samme tempo, som de bruges. Fornyelige ressourcer kan derfor udnyttes uden at fremtidige generationers muligheder behøver at forringes. Da gendannelseshastigheden kan variere meget fra område til område, betragtes brugen af de fornyelige ressourcer som en lokal til regional påvirkning. Det er i lokalområderne, man primært kan sikre, at ressourcerne ikke forbruges hurtigere, end den gendannes.

Mange steder i verden drives der rovdrift på fornyelige ressourcer, sådan at deres ydelse aftager og måske forsvinder helt til skade for nuværende og fremtidige generationer. Rovdrift på fornyelige ressourcer forekommer f.eks. når der drives rovfiskeri på fiskebestande, og når skove fældes, og der ikke sikres opvækst af ny skov med samme biodiversitet, og når landbrugets dyrkningspraksis medfører forarmning af jorden som følge af dårlig jordbehandling med tab af humusindhold, og når grundvandet indvindes hurtigere end det gendannes og forurenes ved indtrængning af saltvand i kystnære områder eller ved spredning af lokale forureninger.

Varig tab af muligheden for at udnytte fornyelige ressourcer, der udgør en væsentlig forudsætning for samfundets funktion, vil være til skade for nuværende og fremtidige generationer. For at sikre en bæredygtig udnyttelse er brugen af nogle fornyelige ressourcer underlagt forskellige former for national og international regulering, f.eks. internationale fiskeriaftaler til beskyttelse af fiskebestande eller nationale og internationale initiativer for at fremme en bæredygtig skovdrift.

4.1.4 Arbejds miljøeffekter

Ved arbejdsmiljøeffekter forstås de effekter, der er resultatet af alle de påvirkninger, et menneske udsættes for i sit arbejde. Arbejds miljøeffekter er et helt lokalt fænomen, og de er ofte en uadskillelig del af de processer, der finder sted i produktets livsforløb. Mennesket udsættes i arbejdsmiljøet for påvirkninger af fysisk, kemisk, biologisk eller psykosocial karakter, der potentielt kan føre til effekter i form af gener eller skader på helbredet. Alle arbejdsmiljøeffekter er lokale. I de følgende afsnit gennemgås kort mulige arbejdsmiljøeffekter, med udgangspunkt i de skader, der kan observeres i dag eller forventes i fremtiden inden for de forskellige arbejdsmiljøeffekttyper.

Kraft

Kraft (cancer) er en fælles betegnelse for mange forskellige ondartede svulstsygdomme, som ofte medfører døden, hvis de ikke behandles. Kraft er en meget udbredt sygdom i hele den vestlige verden. Der findes mange forskellige arter af kraft, og det skønnes at 6-40% af alle krafttilfælde i Danmark er arbejdsmiljøbettinget. Hovedparten af krafttilfældene forårsages af kemisk eksponering.

Reproduktionsskader

Reproduktionsskader omhandler både skader på sæd og æg og skader efter befrugtning. Endvidere er påvirkninger af det hormonale system, som f.eks. kan føre til menstruation sforstyrrelser. Skaderne kan være spontane aborter, misdannelser ved fødsel, tidlig fødsel, udviklingsforstyrrelser, dødfødsler, bønecancer, mutationer i kønsceller. Kemiske arbejdsmiljøpåvirkninger vurderes at være den væsentligste årsag til reproduktion sskader.

Allergi

Allergi er resultatet af reaktioner i immunsystemet, der er kroppens forsvarssystem. Ved gentagne udsættelser for bestemte stoffer eller materialer, overreagerer immunforsvaret. Symptomerne viser sig i øjne, luftveje eller på huden. Reaktionen kan medføre uarbejdsdygtighed, og astma kan i sjældne tilfælde medføre dødsfald. Det er ikke helt klart, hvad der er årsagen til at immunforsvaret overreagerer, men man ved at visse kemiske og organiske materialer er de ydre årsager.

Nervesystemskader

Den menneskelige hjerne består af omkring 25×10^9 nerveceller, som er forbundet til hinanden i et fint og sårbart netværk. Hjernen er adskilt fra blodbanerne af en barriere, som beskytter mod uønskede stoffer. En række stoffer kan dog trænge igennem denne barriere og dermed risikere at skade hjernen, heriblandt er opløsningsmidler, tungmetaller og en del bekæmpelsesmidler. Symptomerne på påvirkning af nervesystemet er mange, spændende fra træthed, hovedpine, koncentrationsbesvær til påvirkning af følsesliv og seksualfunktion. Eksponering i arbejdsmiljøet for en række stoffer vurderes at være den væsentligste kilde til nervesystemskader.

Høreskader

Støj er et af de mest udbredte problemer i arbejdsmiljøet i Danmark. Støj kan give anledning til forskellige typer af skader som f.eks. hørenedsættelse, fysiologiske og psykologiske reaktioner, men kan også være medvirkende til ulykker. Hørenedsættelse opstår som regel ved længere tids påvirkning af kraftig støj.

Ensidigt gentaget arbejde

Der er tale om ensidigt gentaget arbejde, når personen udfører samme arbejdsbevægelser kontinuerligt. Ensidigt gentaget arbejde kan give anledning til en række gener og sygdomme, bl.a. skader på bevægeapparatet og forskellige psykiske belastninger.

Ulykker

Ulykker er uforudset og utilsigtede hændelser forårsaget af en u hensigtsmæssig kombination af samvirkende faktorer, der medvirker til pludseligt opstået person og/eller materiel skade. Ulykker kan medføre legemsbeskadigelse og reduktion eller tab af arbejdsevne.

4.2 Normaliseringsfortolkning

Normaliseringen er gennemført for at sammenligne miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer med en fælles reference for at vise, hvilke af dem der er store, og hvilke der er små. Når alternative produkt er sammenlignes gennemføres normaliseringen, fordi det ikke på baggrund af opgjorte miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer kan afgøres, hvilket alternativ der forårsager den mindste belastning. Ofte vil ét alternativ belaste mindst på nogle områder og et andet alternativ på andre områder. I sådanne situationer er det vigtigt at kunne vurdere, hvilke miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer der er store, og hvilke der er små. Dette kan være svært at vurdere på baggrund af talstørrelserne alene. Derfor sammenholdes miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer med en fælles referencebelastning. Miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer udregnes for produktets gennemsnitlige årlige udvekslinger, og ved normaliseringen udtrykkes de derfor i personækvivalenter, PE_{WDK90} , brøkdelen af samfundets belastning pr. person i 1990. Ved normaliseringen får alle miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer således den samme enhed, og det bliver muligt at sammenligne størrelsen af dem indbyrdes. Samtidig udtrykkes de normaliserede miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer i en forståelig enhed, idet man kan se dem i forhold til ens eget gennemsnitlige belastningsbidrag.

Resultaterne af normaliseringen kan præsenteres i både tabelform og grafisk. I nærværende miljøvurdering præsenteres resultaterne i tabelform. Resultaterne af beregningerne af personækvivalenter er vist i tre tabeller i næste afsnit, der viser de årlige effektpotentialer for miljøressourceforbrug og arbejdsmiljø for livsforløbet for en EPS-fiskekasse. EPS-fiskekassens

miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer er sat i forhold til baggrundsbelastningen fra en gennemsnitsperson. Dermed kan EPS-fiskekassens miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer udtrykkes som promille af en persons gennemsnitlige belastning for de forskellige effekttyper og ressourceforbrug. En promille af en person-ækvivalent er en milli-person-ækvivalent, mPE_{WDR90} . Denne talstørrelse anvendes i det efterfølgende, forkortet til mPE.

4.3 Normaliseringsresultater

4.3.1 Beregning

Emne 1	Valg	Emne 2	Valg
Miljøresultat	Beregning for EPS10000	Vægtning 1 - UMIP	Nej
Emne	EPS-fiskekasse	Vægtning 2 - ECO	Nej
UMIP niveau	Normalisering	Vægtning 3	Nej
Mængde	1	Vægtning 4	Nej
Levetid	14 dage	Normalisering - UMIP	Ja
Statistik	Ja	Gennemløb	
Sted	Nej	Kommentarer	

4.3.2 Miljøeffektpotentialer

Tabel

Navn	Enhed	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koef.
Drivhuseffekt	mPE	1,96E-01	3,12E+00	1,01E-01	2,64E+00	6,06E+00	2,91E-01
Farligt affald	mPE	3,31E-02	4,91E-05	1,92E-10	1,95E-06	3,31E-02	2,98E-01
Forsuring	mPE	9,29E-01	7,78E-01	8,02E-02	7,37E-02	1,86E+00	2,79E-01
Fotokemisk ozon-1 (lavNO _x)	mPE	1,78E+00	2,04E-01	5,69E-02	1,66E-01	2,20E+00	3,26E-01
Fotokemisk ozon-2 (højNO _x)	mPE	3,94E+00	2,06E-01	6,51E-02	1,28E-01	4,34E+00	3,27E-01
Human Toksicitet	mPE	1,50E-01	7,35E-02	1,19E-02	1,75E-02	2,53E-01	2,90E-01
Næringsaltbelastning	mPE	3,74E-01	2,59E-01	5,52E-02	4,67E-02	7,35E-01	2,69E-01
Persistent toksicitet	mPE	4,91E-01	2,75E-01	9,47E-06	8,97E-02	8,56E-01	2,86E-01
Radioaktivt affald	mPE	9,58E-02	5,53E-02	2,17E-07	2,03E-03	1,53E-01	2,81E-01
Slagge og aske	mPE	8,52E-02	8,38E-01	1,91E-03	4,05E-01	1,33E+00	3,04E-01
Volumenaffald	mPE	1,34E-01	1,58E+00	2,40E-03	4,17E-02	1,75E+00	2,71E-01
Øko-toksicitet	mPE	1,43E-01	3,81E-01	1,18E-06	1,06E-02	5,34E-01	2,52E-01

Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til miljøeffektpotentialer i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) drivhuseffekt (6,06E+00 mPE +/- 2,91E-01), b) fotokemisk ozon-2 (4,34E+00 mPE +/- 3,27E-01), c) fotokemisk ozon-1 (2,20E+00 mPE +/- 3,26E-01) og d) forsuring (1,86E+00 mPE +/- 2,79E-01).

De fire relativt mest betydende miljøeffektpotentialer i produktets livscyklus er dermed alle knyttet til energiforbrug. De største bidrag til drivhuseffektpotentialet opstår i faserne produktion og bortskaffelse. Bidraget i produktionsfasen stammer primært fra luft-emission ved forbrug af elektricitet, og bidraget i bortskaffelsesfasen stammer primært fra luft-emission ved affaldsforbrænding.

4.3.3 Ressourceforbrug

Tabel

Navn	Enhed	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koef.
Al (aluminium)	mPE	1,52E+00	1,06E-02	5,97E-03	9,71E-04	1,54E+00	2,73E-01
Brunkul	mPE	2,59E-01	8,60E-02	3,37E-07	3,17E-03	3,48E-01	2,13E-01
Fe (jern)	mPE	9,69E-02	2,42E-04	2,13E-04	2,19E-05	9,74E-02	2,89E-01
Mn (mangan)	mPE	1,57E-02	9,79E-05	7,06E-05	7,17E-06	1,59E-02	2,49E-01
Naturgas	mPE	1,53E+01	5,60E-01	5,06E-02	2,54E-02	1,59E+01	2,49E-01
Råolie	mPE	1,51E+01	4,48E-01	4,42E-01	4,64E-02	1,61E+01	2,68E-01
Stenkul	mPE	9,24E-01	6,19E+00	2,20E-03	1,81E-01	7,30E+00	2,80E-01
Træ (blødt) TS	mPE	8,97E-01	6,49E-01			1,55E+00	2,07E-01

Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til ressourceforbrug i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) råolie (1,61E+01 mPE +/- 2,68E-01), b) naturgas (1,59E+01 mPE +/- 2,49E-01) og c) stenkul (7,30E+00 mPE +/- 2,80E-01).

De tre relativt mest betydende ressourceforbrug i produktets livscyklus er dermed alle knyttet til energiforbrug. Det største forbrug af råolie opstår i materialefasen ved produktion af EPS -perler.

4.3.4 Arbejdsmiljøeffektpotentialer

Tabel

Navn	Enhed	Materiale	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Mængde	Var. koef.
Am, allergi	mPE	7,82E-06	7,19E-08	5,04E-08	4,54E-04	4,62E-04	3,32E-01
Am, EGA	mPE	1,89E-07	1,72E-09	1,20E-09	1,09E-05	1,10E-05	3,34E-01
AM, kraft	mPE	6,06E-05	2,51E-05	1,14E-04	4,98E-04	6,98E-04	2,44E-01
Am, nerveskade	mPE	1,23E-06	1,14E-08	8,01E-09	7,15E-05	7,28E-05	3,15E-01
Am, støj	mPE	4,96E-06	4,35E-08	3,05E-08	2,88E-04	2,93E-04	3,74E-01
Am, ulykker	mPE	6,78E+00	5,82E-02	4,08E-02	3,92E+02	3,99E+02	3,23E-01

Konklusion

Det har været målet, at inddrage arbejdsmiljø i miljøvurderingen parallelt med miljø og ressourceforbrug. Det har dog ikke været muligt at fremskaffe data for arbejdsmiljøpåvirkninger udover de påvirkninger, der er knyttet til elektricitetsproduktion. Der er således vigtigt, at disse datahuller bemærkes, når nedenstående konklusioner for arbejdsmiljø læses og vurderes.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til arbejdsmiljøeffektpotentialer i EPS -fiskekassens livscyklus fra - a) ulykker (3,99E+02 mPE +/- 3,23E-01).

De relativt mest betydende bidrag til ulykkeseffektpotentialet opstår i bortskaffelsesfasen.

4.4 Vægtningsfortolkning

4.4.1 Generelt

Vægtning af de normaliserede miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer gennemføres for at afgøre, hvilke af dem der er væsentlige. Før de normaliserede miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffektpotentialer bliver umiddelbart sammenlignelige, må der tages hensyn til den relative alvorlighed af hver enkelt type af effekt i forhold til de øvrige typer inden for samme kategori. Heri indgår både tekniske og politiske overvejelser, der udtrykkes i en vægtningfaktor for miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter. Ved vægtningen ganges hver enkelt af de normaliserede effektpotentialer og ressourceforbrug med en vægtningfaktor, der inden for hver af kategorierne miljø arbejdsmiljø og ressourceforbrug udtrykker vigtigheden i forhold til de andre effekttyper.

Resultaterne af vægtningen kan præsenteres i både tabelform og grafisk. I nærværende miljøvurdering præsenteres resultaterne grafisk under afsnit 4.5.

4.4.2 Miljøeffekter

Vægningsfaktorerne i UMIP er valgt således, at de normaliserede miljøeffektpotentialer efter vægtningen udtrykkes i enheden PEM_{2000} (eller $mPEM_{2000}$), politiske måsatte personakvivalenter for år 2000, dvs. miljøeffektpotentialerne udtrykkes i forhold til de måsatte udledninger pr. person i år 2000 eller som brøkdele af det miljøpolitisk fastsatte råd erum i år 2000. UMIP-metodens vægningsfaktorer er fastsat udfra en metode, der kaldes "distance-to-target", der er anvendt flere gange tidligere inden for miljøvurdering af produkter. Ved "distance-to-target" defineres vægningsfaktoren for en miljøeffekt type som forholdet mellem den aktuelle belastning og en måsat belastning ("target") (= $\text{aktuel belastning} / \text{måsat belastning}$). Jo større forskel der er på den aktuelle belastning og den måsatte belastning, jo højere bliver vægningsfaktoren. Ved denne definition af vægningsfaktoren opnås, at vægtningen af miljøeffektpotentialerne kommer til at svare til at normalisere dem med den måsatte belastning (= $\text{produktets belastning} / \text{måsat belastning}$). Det vægtede miljøeffektpotential, udtrykkes således i enheden "måsat personakvivalent", dvs. som dele af den personakvivalent, der modsvarer den valgte måsatte belastning ved vægtningen. Når eksperter udformer miljøvurderingsmetoder som UMIP og andre tidligere metoder, er der ikke noget entydigt valg af, hvilken måsat belastning, der skal lægges til grund for fastsættelse af vægningsfaktorer. Ved fastsættelse af vægningsfaktorer i tidligere miljøvurderingsmetoder, der benytter sig af "distance-to-target" (ikke UMIP), anvendes ofte miljøets bæreevne eller en bare dygtig belastning for den pågældende effekttype. Bæreevne defineres her som den belastning, som naturen kan tåle uden at det forårsager nogen påviselige effekter på kort eller lang sigt. I modsætning hertil kan en bæredygtig belastning godt forårsage visse effekter i miljøet, men ikke nogen effekter, der på lang sigt bringer vore egne eller fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov i fare. Både bæreevne - begrebet og bæredygtigheds -begrebet er vanskelige at gøre operationelle for flere af miljøeffekttyperne, og der eksisterer ofte ikke nogen fælles opfattelse af, hvad en bæredygtig belastning er, eller hvad bæreevnen af systemerne er. Et problem ved anvendelse af såvel bæreevne - begrebet som bæredygtigheds -begrebet til fastsættelse af vægningsfaktorer er, at de faktisk ikke introducerer information om den indbyrdes alvorlighed af miljøeffekttyperne i vægtningen. Vægningsfaktorer baseret på bæreevne eller bæredygtig belastning afspejler alene, hvor langt samfundets aktuelle belastninger fra at opfylde det pågældende mål for miljøeffekttypen. Der tages dermed ikke stilling til, hvor alvorligt det er, at den måsatte belastning overskrides. Det betyder, at vægningsfaktorer baseret på disse rent miljøfaglige mål (bæreevne og bæredygtig belastning) reelt kun medtager det første af de tre kriterier, der medtages i UMIP ved fastsættelse af vægningsfaktorer. I modsætning til UMIP, vægtes miljøeffekter i tidligere miljøvurderingsmetoder dermed implicit som om graden og varigheden af deres konsekvenser er den samme, og det er ikke korrekt.

Ved fastsættelse af disse vægningsfaktorer i UMIP anvendes i stedet politiske måsætninger for reduktioner i samfundets belastning af miljøet. Dermed indgår der ved fastsættelse af vægningsfaktorer i UMIP, mere eller mindre eksplicit, overvejelser indenfor tre kriterier. Det første kriterium, der indgår ved fastsættelse af vægningsfaktorer er miljømæssige overvejelser som, hvilke skader kan man allerede i dag konstatere som følge af påvirkningen, og hvilke konsekvenser kan man med rimelig sikkerhed forudsige, hvis belastningen ikke reduceres. Det andet kriterium, der indgår ved fastsættelse af vægningsfaktorer er samfundsøkonomiske overvejelser som, hvilke omkostninger vil disse konsekvenser påføre samfundet, og hvordan er de tekniske muligheder for at forebygge konsekvenserne, og hvordan er mulighederne for at forbedre skaderne, hvis de først er indtrådt, samt hvordan vil indgreb mod belastningen kunne påvirke dansk økonomi, konkurrenceevne og beskæftigelse. Det tredje kriterium, der indgår ved fastsættelse af vægningsfaktorer er politiske overvejelser som, er offentligheden opmærksom på miljøeffekten. Inddragelse af samfundets fastsatte reduktionsmål ved fastsættelse af vægningsfaktorer i UMIP indebærer således implicit en inddragelse af tre miljøfaglige overvejelser (a. hvor stor er sandsynligheden for at en konsekvens indtræffer, b. hvor alvorlig er de aktuelle og fremtidige konsekvenser, og c. hvornår vil konsekvensen

kunne mærkes, og hvor længe vil de være til stede efter at påvirkningen er ophørt), og dertil nogle mere samfundsøkonomiske forhold for hver enkelt type af miljøpåvirkning. Der foretages ikke nogen bevidst kvantitativ afvejning af alvorligheden af den ene type af miljøbelastning overfor alvorligheden af andre typer af miljøbelastninger, men man kan dog anføre, at de forskellige politiske miljøinitiativer fastsættes inden for samfundets samlede økonomiske ramme for miljøforbedringer, og derved bliver indsatsen overfor forskellige miljøpåvirkninger indirekte prioriteret i forhold til den samlede miljøindsats. Dette er en helt central forskel mellem UMIP og tidligere miljøvurderingsmetoder, hvilket medfører, at vægningsresultaterne af nærværende miljøvurdering gennemført efter UMIP - metoden, danner grundlag for at drage konklusioner vedrørende den relative alvorlighed af hver enkelt type af miljøeffekt i forhold til de øvrige typer af miljøeffekter.

4.4.3 Ressourceforbrug

De normaliserede ressourceforbrug udtrykkes efter vægtningen i PR_{90} (eller mPR_{90}), personreserver opgjort i 1990, dvs. andele af den samlede kendte reserve pr. person for den pågældende ressource i 1990. Vægningsfaktorer for ressourceforbrug i UMIP baseres for hver enkelt ressource på forsyningshorisonten, dvs. forholdet mellem de kendte, økonomisk rentable reserver og det aktuelle forbrug. Herved tages der i forhold til vægningsfaktorerne for miljøeffekter kun højde for det første af de tre kriterier, idet der i UMIP-metodens fastsættelse af vægningsfaktorer for ressourceforbrug ikke gøres forsøg på kvantitativt at inddrage de to øvrige kriterier. Der betyder, at vægningsfaktorerne for ressourceforbrug ikke inddrager, hvilke konsekvenser ressourcens udtømning vil kunne få samt muligheden for en tidsbegrænset varighed af ressourcens udtømning, da dette i høj grad afhænger af fremtidens teknologi (der igen afhænger af ressourcensituationen). Vægningsfaktorerne for ressourceforbrug fastsættes som forholdet mellem det aktuelle forbrug og forsyningshorisonten (= aktuelt forbrug/ økonomisk tilgængelig reserve). Ved anvendelse af denne vægningsfaktorer udtrykkes de vægtede ressourceforbrug som andele af den kendte reserve (= produktets ressourceforbrug/ kendt reserve). Det er et problem ved den valgte definition af vægningsfaktorerne for ressourceforbrug, at reservens størrelse ikke er konstant. Jo højere prisen påressourcen er, jo større reserver bliver økonomisk rentable at udnytte. Naturligvis udgør Jorden en øvre grænse for, hvor stor reserven kan blive, men i praksis kan den for mange af ressourcerne holde sig konstant eller endog vokse efterhånden som prisen på ressourcen stiger. Trods dette forbehold er ressourcens forsyningshorisont defineret ud fra størrelsen af de kendte reserver det bedste mål, vi har for sparsomheden af en ressource, og dermed det bedste bud på en vægningsfaktor for ressourceforbrug.

4.4.4 Arbejdsmiljøeffekter

De normaliserede arbejdsmiljøeffektpotentialerne udtrykkes efter vægtningen i AAS_{90} (eller $mAAS_{90}$), anmeldte arbejdsskader i 1990, dvs. det forventelige antal arbejdsskader for den pågældende effekttype som følge af produktets livsforløb, baseret på samlede danske arbejdsmiljøopgørelser for årene omkring 1990. Vægningsfaktorerne for arbejdsmiljøeffekter i UMIP -metoden baseres for hver enkelt effekttype på sandsynligheden for, at en påvirkning resulterer i en anmeldt arbejdsskade. Herved tages der i forhold til vægningsfaktorerne for miljøeffekter kun højde for det første af de tre kriterier, idet der i UMIP-metoden ikke gøres forsøg på at vægte effekttyperne indbyrdes efter graden af deres konsekvenser, de får for arbejdstageren. Der betyder, at vægningsfaktorerne for arbejdsmiljøeffekter ikke inddrager, hvad der er værst for arbejdstageren – f.eks. kræft, reproduktionsskade, allergi eller en høreskade. Vægningsfaktorerne baseres på statistik over antallet af anmeldte arbejdsskader og et skøn over antallet af belastningstimer inden for forskellige brancher omkring 1990. Ved vægtningen udtrykkes produktets potentialer for arbejdsmiljøeffekter i form af det antal anmeldte arbejdsskader inden for hver af effekttyperne, man kan forvente fra processerne i dets livsforløb. Der er dog nogle mulige skævheder indbygget i denne måde at definere vægningsfaktoren på. Den første mulige skævhed skyldes at anmeldelseshyppigheden variere afhængigt af, hvor oplagt det er at identificere arbejdsmiljøpåvirkningen som den udløsende årsag til en lidelse. Jo længere tid der går mellem påvirkning og lidelse, og jo mere generel karakter lidelsen har, jo vanskeligere er det at karakterisere det som en arbejdsbetinget lidelse, og jo mindre sandsynligt, at den anmeldes som en arbejdsskade. Under alle omstændigheder er det kun en af arbejdsskaderne, der anmeldes, og man kan derfor for alle effekttyper forvente et større antal reelle arbejdsskader end det, der fremgår af de

vægtede potentialer for arbejdsmiljøeffekter. Den anden mulige skævhed skyldes at for nogle af effekttyperne går der lang tid mellem påvirkningen og erkendelsen af en lidelse, og for disse effekttyper afspejlet hyppigheden af anmeldte lidelser i 1990 ikke belastningssituationen i 1990, men måske 10 eller 20 år tidligere, hvor den kan have været en helt anden. Dette kan både forårsage overvurdering- og undervurdering af antallet af forventelige arbejdsskader som følge af påvirkningen for den pågældende effekttype.

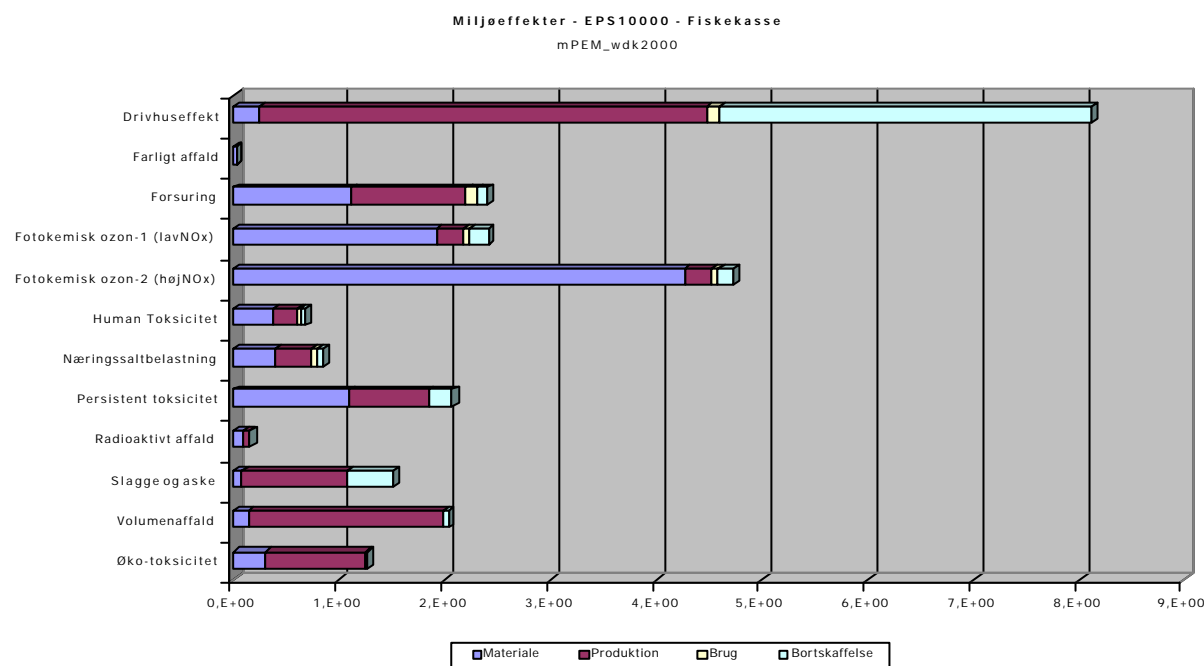
4.5 Vægningsresultater

4.5.1 Beregning

Emne 1	Valg	Emne 2	Valg
Miljøresultat	Beregning for EPS10000	Vægtning 1 - UMIP	Ja
Emne	EPS-fiskekasse	Vægtning 2 - ECO	Nej
UMIP niveau	Vægtning	Vægtning 3	Nej
Mængde	1	Vægtning 4	Nej
Levetid	14 dage	Normalisering - UMIP	Ja
Statistik	Ja	Gennemløb	
Sted	Nej	Kommentarer	

4.5.2 Miljøeffekter

Diagram



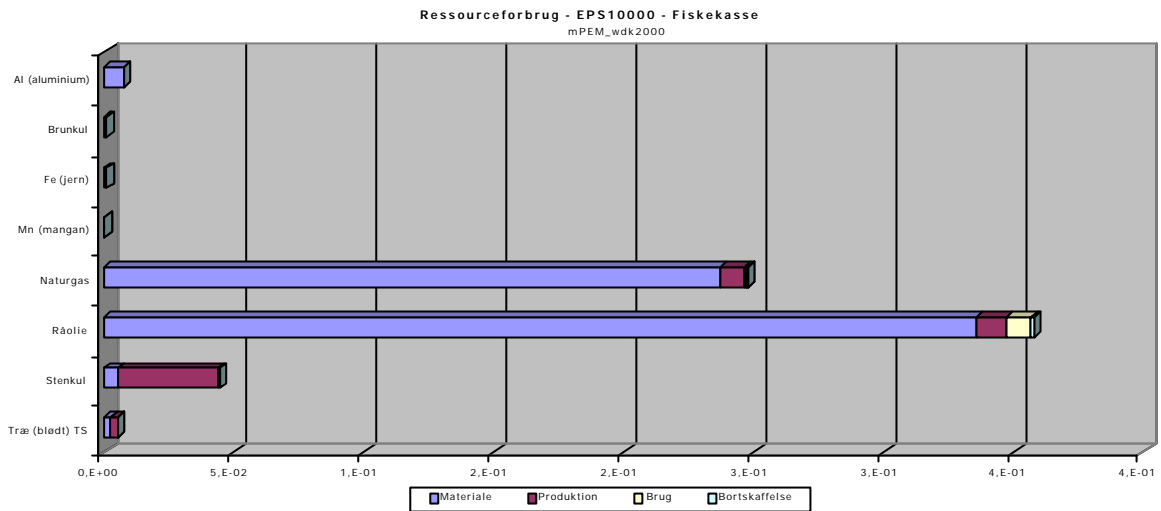
Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægtning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til miljøeffekter i EPS -fiskekassens livscyklus fra - a) drivhuseffekt, b) fotokemisk ozon-2, c) fotokemisk ozon-1 og d) forsurening.

I følge UMIP stammer de relativt mest betydende bidrag til drivhuseffekten fra faserne produktion og bortskaffelse.

4.5.3 Ressourceforbrug

Diagram



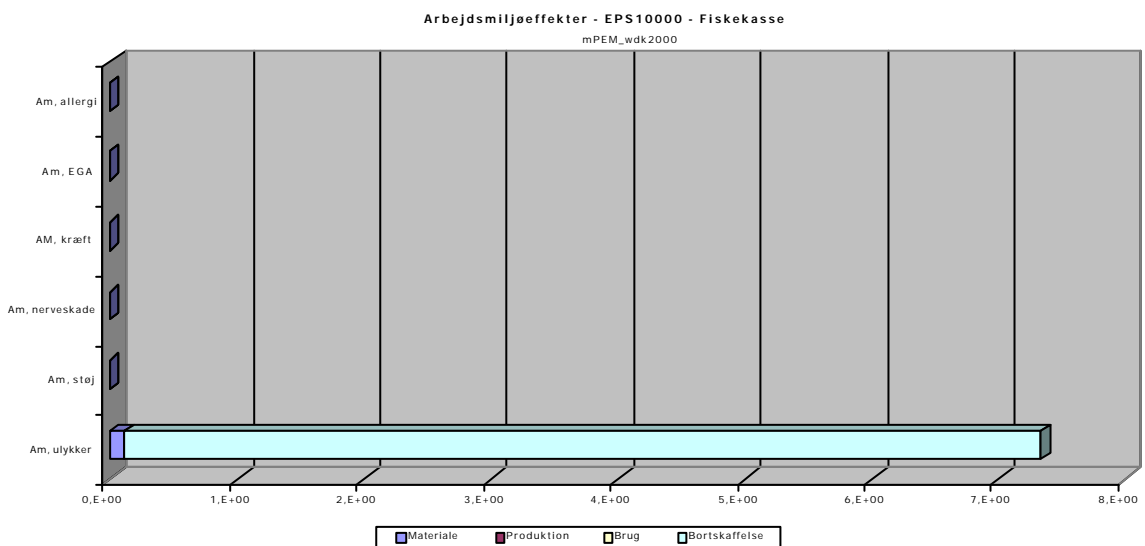
Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægtning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til ressourceforbrug i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) råolie, b) naturgas og c) stenkul.

I følge UMIP stammer de relativt mest betydende bidrag til forbrug af råolie og naturgas fra materialefasen.

4.5.4 Arbejdsmiljøeffekter

Diagram



Konklusion

Det har været målet, at inddrage arbejdsmiljø i miljøvurderingen parallelt med miljø og ressourceforbrug. Det har dog ikke været muligt at fremskaffe data for arbejdsmiljøpåvirkninger

udover de påvirkninger, der er knyttet til elektricitetsproduktion. Der er således vigtigt, at disse datahuller bemærkes, når nedens tående konklusioner for arbejdsmiljø læses og vurderes.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægtning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til arbejdsmiljøeffekter i EPS -fiskekassens livscyklus fra - a) ulykker.

I følge UMIP stammer de relativt mest betydende bidrag til arbejdsulykker fra bortskaffelsesfasen, hvor der anvendes elektricitet i forbindelse med affaldsforbrænding.

5 Følsomhedsvurdering

5.1 Indledning

Beskrivelse	Fase
Indledning I den femte fase undersøges og vurderes, hvilken betydning ændringer i data har for miljøvurderingens resultater.	1. Målsætning
Disposition 5.1 Metode 5.2 Ændringer for parametre 5.3 Følsomhedsberegning 1 5.4 Resultater af følsomhedsberegning 1 5.5 Følsomhedsberegning 2 5.6 Resultater af følsomhedsberegning 2	2. Afgrænsning
	3. Opgørelse
	4. Vurdering
	5. Følsomhedsvurdering
	6. Forbedringsvurdering

5.2 Metode

Følsomhedsvurderingen gennemføres for at undersøge og vurdere, hvilken betydning ændringer af forudsætninger og antagelser har for miljøvurderingens resultater og konklusioner.

5.3 Valg af parametre

Der gennemføres følgende følsomhedsvurderinger:

- Ændring af vurderingsmetode fra UMIP til ECO for udvalgte parametre, for at undersøge, hvor stor betydning valg af vurderingsmetode har på resultaterne af den gennemførte vurdering:
 - ECO-metoden er udvalgt blandt en række alternative vurderingsmetoder, fordi den umiddelbart er den metode der bedst kan sammenlignes med UMIP. ECO-metoden er udviklet i Holland i 1995 af Universitet i Leiden (CML) og Pré Consultants. ECO-metoden bygger som UMIP-metoden på ”distance to target”-princippet, hvor target-værdierne er politisk fastsatte reduktionsmålsætninger for henholdsvis Holland og Danmark. UMIP vægter ressourceforbrug i forhold til forsyningshorisonten (”reserve-to-use”-princippet), og vægter arbejdsmiljøeffekter i forhold til antallet af anmeldte skader og ulykker i Danmark i en given tidsperiode. ECO-metoden vægter ikke ressourceforbrug, da forbrug af ressourcer ifølge denne metode ikke i sig selv er til skade for miljøet. ECO-metoden vægter heller ikke arbejdsmiljøeffekter.
- Udeladelse af al transport i alle fire faser, for at undersøge, hvor stor betydning inddragelsen af transport har på resultaterne af den gennemførte vurdering :
 - De data for transportprocesser, der er inddraget i vurderingen er forbundet med usikkerheder, det er derfor væsentligt at undersøge, hvilken betydning udeladelse af transport har på resultaterne.

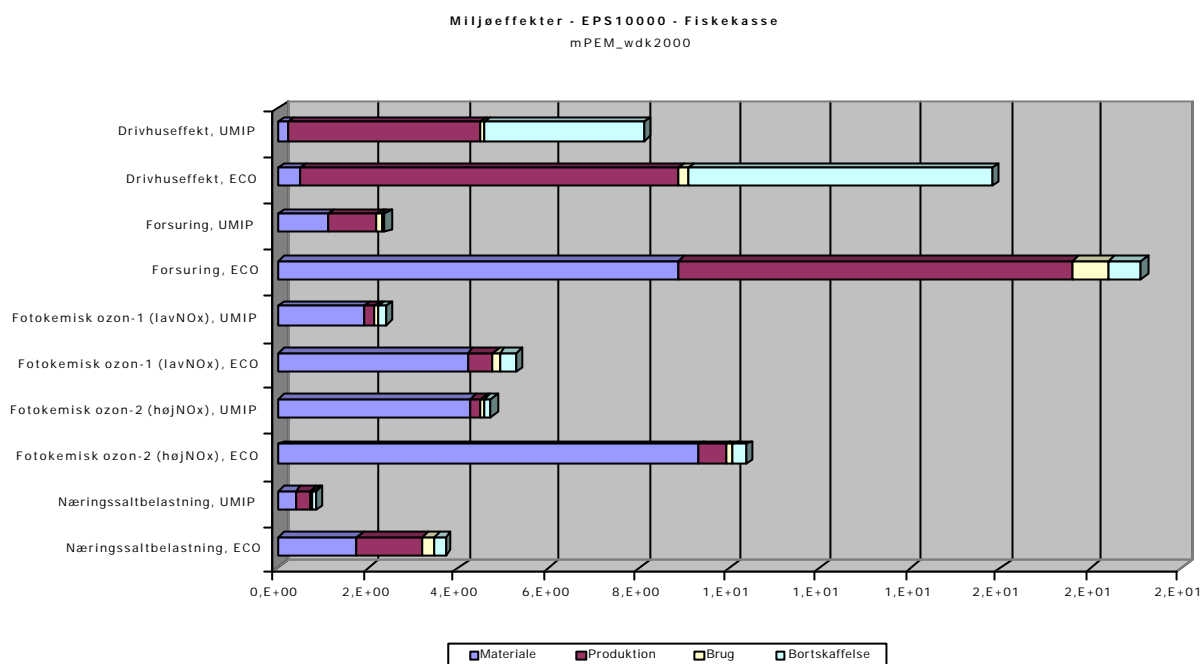
5.4 Resultater af følsomhedsberegning 1

5.4.1 Beregning

Emne 1	Valg	Emne 2	Valg
Miljøresultat	Beregning for EPS10000	Vægtning 1 - UMIP	Ja
Emne	EPS-fiskekasse	Vægtning 2 - ECO	Ja
UMIP niveau	Vægtning	Vægtning 3	Nej
Mængde	1	Vægtning 4	Nej
Levetid	14 dage	Normalisering - UMIP	Ja
Statistik	Ja	Gennemløb	
Sted	Nej	Kommentarer	

5.4.2 Miljøeffekter

Diagram



Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering konkluderes, at anvendelsen af ECO giver en signifikant højere vægtning af de fem udvalgte miljøeffekter i forhold til UMIP.

For de udvalgte miljøeffekter er forskellene mellem vægtningsfaktorerne for de to metoder følgende: Drivhuseffekt 1,30 (UMIP)/ 2,50 (ECO); forsuring 1,30/ 100,00; fotokemisk ozon (lav) 1,20/ 2,50; fotokemisk ozon (høj) 1,20/ 2,50 og næringssaltbelastning 1,20/ 5,00.

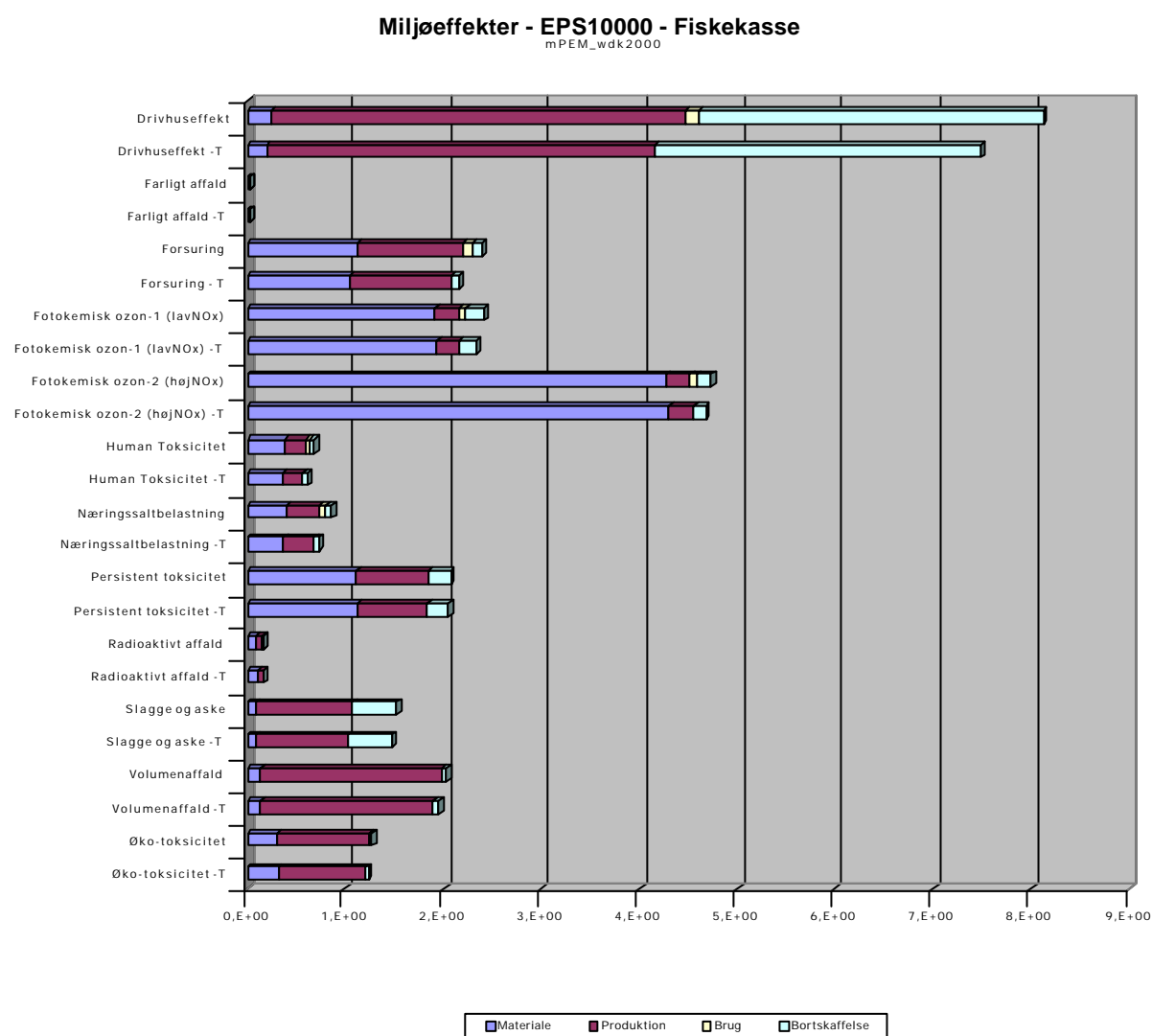
5.5 Resultater af følsomhedsberegning 2

5.5.1 Beregning

Emne 1	Valg	Emne 2	Valg
Miljøresultat	Beregning for EPS10000	Vægtning 1 – UMIP	Ja
Emne	EPS-fiskekasse	Vægtning 2 - ECO	Nej
UMIP niveau	Vægtning	Vægtning 3	Nej
Mængde	1	Vægtning 4	Nej
Levetid	14 dage	Normalisering	UMIP
Statistik	Nej	Gennemløb	Udeladelse af transport
Sted	Nej	Kommentarer	

5.5.2 Miljøeffekter

Diagram



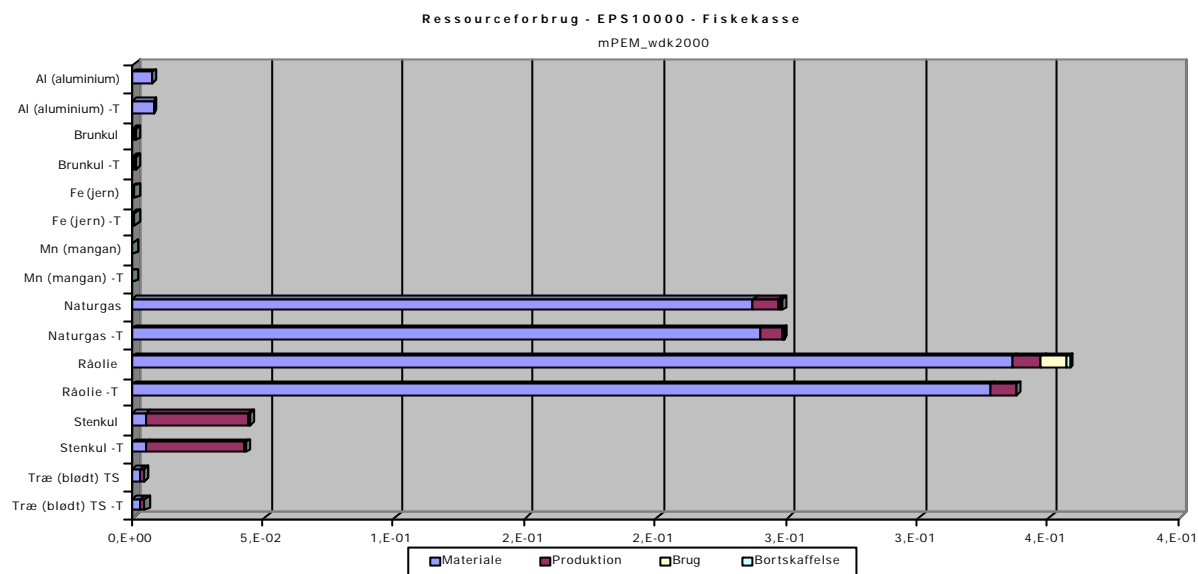
Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering konkluderes, at udeladelse af transport fra alle fire livscyklusfaser i følge UMIP kun medfører mindre ændringer i niveauet af de vægtede miljøeffekter.

Den relative store usikkerhed, der vurderes at være forbundet med de inddragede transportprocesser i den primære vurdering, har derfor ikke signifikant betydning for vægtningen af miljøeffekter.

5.5.3 Ressourceforbrug

Diagram



Konklusion

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering konkluderes, at udeladelse af transport fra alle fire livscyklusfaser i følge UMIP kun medfører mindre ændringer i niveauet af de vægtede ressourceforbrug.

Den relative store usikkerhed, der vurderes at være forbundet med de inddragede transportprocesser i den primære vurdering har derfor ikke signifikant betydning for vægtningen af ressourceforbrug.

6 Forbedringsvurdering

6.0 Indledning

Beskrivelse	Fase
<i>Indledning</i> I den sjette fase undersøges, hvilke forbedringer af det undersøgte produkt, der kan foretages med udgangspunkt i miljøvurderingens resultater. <i>Disposition</i> 6.1 Metode 6.2 Forbedringsvurderingsresultater	1. Målsætning
	2. Afgrænsning
	3. Opgørelse
	4. Vurdering
	5. Følsomhedsvurdering
	6. Forbedringsvurdering

6.1 Metode

MEKA metoden anvendes under forbedringsvurderingen. Metoden bygger på at forbedringsvurderingen gennemføres ved at vurdere effekten af ændringer på parametre indenfor fire kategorier, nemlig materialer (M), energi (E), kemikalier (K) og andet (A).

Forbedringsvurderingen gennemføres ved at foretage en kvalitative vurderinger af effekten af ændringer af parametre indenfor MEKA.

6.2 Forbedringsvurderingsresultater

Parametre	Forbedringsområde	Forventet effekt
Energi	<i>Forslag:</i> Producenterne anbefales målrettet at søge at nedbringe energiforbruget særligt i produktionsfasen. Ved enhver nyanskaffelse og renovering af maskiner og udstyr bør energiforbrug tages med som en afgørende parameter ved valg af investering. <i>Begrundelse:</i> En væsentlig del af produktets miljøeffekter og ressourceforbrug er knyttet til energiforbrug.	<i>Effekt:</i> Da producenterne allerede har nedbragt energiforbruget i produktionsfasen betydeligt indenfor de seneste 10 år vurderes det at være vanskeligt yderligere at gennemføre reduktioner.
Energi	<i>Forslag:</i> Producenterne anbefales derfor målrettet at produktudvikle i retning af produkter med lavere vægt uden, at produktegenskaberne forringes. <i>Begrundelse:</i> En væsentlig del af produkternes miljøeffekter og ressourceforbrug er knyttet til forbrug af fossile brændsler.	<i>Effekt:</i> Det må være muligt indenfor de kommende år at nedbringe produktets vægt uden, at produktegenskaberne forringes.

7 Konklusion

7.1 Miljøvurdering

En EPS-fiskekasse må i livscyklusfaserne materiale, produktion, brug og bortskaffelse - i lighed med alle andre produkter til emballering og transport af fisk - tilskrives en række påvirkninger af miljøet indenfor kategorierne miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter.

De mest betydende miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter i en EPS-fiskekasses livsforløb er igennem nærværende miljøvurdering identificeret og vurderet.

Miljøvurderingen er baseret på data indsamlet i henholdsvis 1993/94 og 1998, hvilket medfører, at resultaterne kan være konservative, og produktets nuværende miljøprofil kan dermed være bedre end resultaterne af nærværende miljøvurdering viser.

7.2 Miljø

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til miljøeffektpotentialer i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) drivhuseffekt ($6,06E+00$ mPE \pm $2,91E-01$), b) fotokemisk ozon-2 ($4,34E+00$ mPE \pm $3,27E-01$), c) fotokemisk ozon-1 ($2,20E+00$ mPE \pm $3,26E-01$) og d) forsurening ($1,86E+00$ mPE \pm $2,79E-01$). De fire relativt mest betydende miljøeffektpotentialer i produktets livscyklus er dermed alle knyttet til energiforbrug. De største bidrag til drivhuseffektpotentialet opstår i faserne produktion og bortskaffelse. Bidraget i produktionsfasen stammer primært fra luft-emission ved forbrug af elektricitet, og bidraget i bortskaffelsesfasen stammer primært fra luft-emission ved affaldsforbrænding.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægtning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til miljøeffekter i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) drivhuseffekt, b) fotokemisk ozon-2, c) fotokemisk ozon-1 og d) forsurening. I følge UMIP stammer de relativt mest betydende bidrag til drivhuseffekt fra faserne produktion og bortskaffelse.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering 1 konkluderes, at anvendelsen af ECO giver en signifikant højere vægtning af de fem udvalgte miljøeffekter i forhold til UMIP.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering 2 konkluderes, at udeladelse af transport fra alle fire livscyklusfaser i følge UMIP kun medfører mindre ændringer i niveauet af de vurderede miljøeffekter. Den relative store usikkerhed, der vurderes at være forbundet med de inddragede transportprocesser i den primære vurdering, har derfor ikke signifikant betydning for vurderingen af miljøeffekter.

7.3 Ressourcer

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til ressourceforbrug i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) råolie ($1,61E+01$ mPE \pm $2,68E-01$), b) naturgas ($1,59E+01$ mPE \pm $2,49E-01$) og c) stenkul ($7,30E+00$ mPE \pm $2,80E-01$). De tre relativt mest betydende ressourceforbrug er dermed alle knyttet til energiforbrug. Det største forbrug af råolie opstår i materialefasen ved produktion af EPS-perler.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægtning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til ressourceforbrug i EPS-fiskekassens livscyklus fra - a) råolie, b) naturgas og c) stenkul. I følge UMIP stammer de relativt mest betydende forbrug af råolie og naturgas fra materialefasen.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte følsomhedsvurdering 2 konkluderes, at udeladelse af transport fra alle fire livscyklusfaser i følge UMIP kun medfører mindre ændringer i

niveauet af de vægtede ressourceforbrug. Den relative store usikkerhed, der vurderes at være forbundet med de inddragede transportprocesser i den primære vægning har derfor ikke signifikant betydning for vurderingen af ressourceforbrug.

7.4 Arbejdsmiljø

Det har været målet, at inddrage arbejdsmiljø i miljøvurderingen parallelt med miljø og ressourceforbrug. Det har dog ikke været muligt at fremskaffe data for arbejdsmiljøpåvirkninger udover de påvirkninger, der er knyttet til elektricitetsproduktion. Der er således vigtigt, at disse datahuller bemærkes, når nedenstående konklusioner for arbejdsmiljø læses og vurderes.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte normalisering konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til arbejdsmiljøeffektpotentialer i EPS -fiskekassens livscyklus fra - a) ulykker ($3,99E+02$ mPE \pm $3,23E-01$). Det relativt mest betydende bidrag til ulykkeseffektpotentialer opstår i bortskaffelsesfasen.

Det kan på baggrund af resultaterne af den gennemførte vægning konkluderes, at i følge UMIP stammer de største relative bidrag til arbejdsmiljøeffekter i EPS -fiskekassens livscyklus fra - a) ulykker. Arbejdsulykker er i følge UMIP relativt mest betydende i bortskaffelsesfasen.

7.5 Anbefalinger

Det fremgår af resultaterne af den gennemførte miljøvurdering, at de mest betydende miljøeffekter, ressourceforbrug og arbejdsmiljøeffekter i en EPS-fiskekasses livsforløb er er knyttet til forbrug af energiressourcer.

Producenterne af EPS-fiskekasser anbefales som følge heraf at rette opmærksomheden mod energiforbrug. Producenterne af EPS produkter har gennem mange år målrettet søgt at nedbringe energiforbruget til produktionsprocesser, dette arbejde bør fortsættes således at energiforbruget nedbringes yderligere.

8 Kritisk gennemgang

En kritisk gennemgang af miljøvurderingen er gennemført af Lars -Gunnar Lindfors, IVL, Svenska Miljöinstitutet.

Rapport från kritisk granskning av LCA studien "Miljøvurdering af EPS-fiskekasse"

Granskare: Lars-Gunnar Lindfors, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, , Box 210 60, S-100 31 STOCKHOLM

Uppdraget

Undertecknad har på uppdrag av DOR Århus A/S genomfört en kritisk granskning av rubricerade studie. Denna utgör en av fem LCA studier av olika produkter baserade på EPS (Expanderad PolyStyren), som DOR Århus A/S genomfört på uppdrag av Plastindustrin i Danmark, Sektionen for EPS-producenter. Granskningen har genomförts enligt de krav som ställs i ISO 14040:1997, då studiens resultat eventuellt avses användas i extern kommunikation, även om själva rapporten bara gör anspråk på att följa Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment, NORD 1995:20. Rapporten redovisar ej den fullständiga studien. Den utgör en teknisk rapport, som i allt väsentligt redovisar antaganden, resultat och begränsningar. Det är i stort enbart en detaljerad redovisning av primärdata och beräkningsgång som saknas jämfört med en fullständig rapport. Den tekniska rapporten ger dock all information som behövs för att tolka resultaten och är väsentligt mer lättläst än vad en fullständig rapport skulle vara, vilket är ett delmål för rapporten.

Granskningen omfattar den bakomliggande studien och rapporteringen i version nummer 8.0 vad avser metodikval, avgränsningar, resultat och slutsatser. Granskningen omfattar dock ej kvalitet på numeriska data och beräkningar annat än i metodikfrågor

Granskningsarbetet

Granskningen har skett i flera steg. En preliminär rapport översändes till granskaren i mars 2000. Ett möte med studiens styrgrupp och genomförare hölls den 13 april 2000 i Köpenhamn, varvid i huvudsak studiens mål och syfte diskuterades. Preliminära och övergripande kommentarer till studien gavs vid detta tillfälle. Beräkningsmodellen (i UMIP PC verktyg) redovisades och rapporten diskuterades muntligt vid möte på IVL med chefskonsulent Anders Andersen, DOR Århus A/S, den 3 maj 2000. En skriftlig sammanfattning översändes till genomföraren den 25 maj 2000. Granskaren mottog föreliggande rapport den 20 juni 2000 (version 8.0).

Granskningen har ej föranlett några kritiska kommentarer till valet av metodik eller dess genomförande. Kommentarena har enbart avsett rapporteringen. Samtliga kommentarer är beaktade i nu föreliggande version.

Granskningsresultat

Den rubricerade studien har som målsättning att identifiera och "värdera" viktiga miljöaspekter kopplade till produkten "EPS-fiskekasser" producerade av Dansk Styropack A/S under år 1998.

Studien omfattar således ej någon jämförelse med alternativa material.

Studien baseras helt på den danska UMIP metodiken, vilken är internationellt erkänd och mycket väl dokumenterad i referenslitteraturen. Beräkningarna är utförda i programvaran UMIP PC verktyg, vilken trots rubriceringen betaversion är väl beprövad.

Studien är en full LCA, dvs. livscykeln utgår från naturresurser och omfattar användning och slutlig kvittblivning. Alla systemgränser inklusive tidsmässiga och geografiska är tydligt dokumenterade och i överensstämmelse med god praxis inom området. Den funktionella enheten är tydligt angiven och relevant i sammanhanget. Även det s.k. referensflödet (mängd av produkten som motsvarar den funktionella enheten) är angiven i avsnittet om datakällor.

Använda data är en blandning av specifika för produktionsleden medan generiska data (UMIP databas) använts för resursutvinning, energiförsörjning och transporter. Detta avviker ej från normala förhållanden vid LCA studier. Specifika data gäller huvudsakligen för år 1998, medan UMIPs generiska data gäller för år 1993/94. Användningen av de senare innebär således en konservativ ansats, som kan överskatta produktens miljöpåverkan.

Datakällor och datakvalitet är väl redovisade. En känslighetsanalys har genomförts avseende användning av generiska transportdata, vilket bedömts vara det mest osäkra dataunderlaget. Denna visade att transportdata var av underordnad betydelse för studiens resultat och slutsatser.

Använda allokeringsmetoder redovisas ej. För generiska data hänvisas läsaren till UMIPs databas. I den senare är förutsättningar och antaganden väl dokumenterade och avviker ej från normal praxis. Studien

omfattar således ej en analys av alternativa metodval, något som dock här knappast erfordras för måluppfyllelsen, när studiens resultat besiktas. Studiens resultat kan således ej direkt användas för andra ändamål än den målsatta, vilket tydligt anges.

Rapporten ger en föredömligt detaljerad redovisning av summerade inventeringsdata. Denna inkluderar också en schablonmässig uppskattning av osäkerheten i inventeringsdata. Man bör dock vara uppmärksam på att denna bygger på en antagen standardavvikelse på 25 procent för samtliga ingående enhetsprocesser, dvs. den beskriver inte den faktiska osäkerheten utan skall ses som en grov indikator. Den tillämpade UMIP metodikens värderingssteg bygger på en karakterisering och två former av normalisering. Metodiken och tolkningsmöjligheter är väl beskriven i rapporten för att undvika att läsaren tolkar resultaten på ett felaktigt sätt. Studien inkluderar också en jämförelse med den holländska ECO metoden. Denna visar tydligt på att värderingar av detta slag ger osäkra resultat. Studien innehåller också en arbetsmiljödel, vilket som princip är värd en eloge. Denna baseras dock på en begränsad del av livscykeln och är således ej representativ för den studerade produkten, vilket också tydligt framgår av rapporten.

Rapporten redovisar normaliserade bidrag till ett stort antal olika "miljöeffekter". Några av dessa, speciellt eko- och humantoxicitet, är sannolikt behäftade med stora dataluckor, vilket ej kommenteras i rapporten. Slutsatserna är emellertid begränsade till fem "miljöeffekter", vilka alla har ett robust dataunderlag. Studiens slutsatser berörs med andra ord inte av den tidigare anmärkningen.

Slutkommentarer

Studiens metodval och genomförande motsvarar god praxis inom området. Den uppfyller i väsentliga delar kraven också i ISO 14040:1997 vid sidan av åberopade NORD 1995:20. Studiens slutsatser är väl balanserade och stöds fullt ut av resultaten. Studiens målsättning att identifiera de mest betydande miljö-, resurs-, och arbetsmiljöaspekterna förknippade med produkten uppfylls tveklöst med undantag av arbetsmiljöaspekter, där de redovisade resultaten ej kan användas. Rapporten är väl skriven och uppfyller alla väsentliga transparenskrav i NORD 1995:20.

Undertecknad granskare vill slutligen framföra sin uppskattning av det öppna och trevliga sättet på vilket granskningsarbetet kunnat genomföras.

Stockholm den 29 juni 2000


Lars-Gunnar Lindfors

9 Kildeoversigt

Der er som grundlag for den gennemførte vurdering anvendt følgende kilder :

Titel	Udgiver	År	Forfatter
Alternative bygningsmaterialer		1996	Palle Bisgaard m.fl.
Anmeldte arbejdsskader. Årsopgørelse 1998.	Arbejdstilsynet	1999	
Baggrund for miljøvurdering af produkter (UMIP)	Miljøstyrelsen	1996	Michael Hauschild m.fl.
Brugermanual til UMIP-PC-værktøj	Miljøstyrelsen	1996	Morten Als Pedersen m.fl.
Eco-indikator.	CML og PRE	1995	
Eco-profiles. Report 4: Polystyrene	APME	1997	V. Matthews
Enhedsproceduradatabase (UMIP)	Miljøstyrelsen	1998	Niels Frees m.fl.
EPS som affald og håndtering heraf	RenoSam	1989	
EPS The Environmental Truth	EUMEPS	1999	
Energiforbrug ved transport, Erhvervenes Transportudvalg	ErhvervsBladet	1999	DI, DDH og LR
European LCA-Data for EPS	PRC Bouwcentrum	1998	R.R. Seijdel m.fl.
European LCA-Data for EPS Appendices	PRC Bouwcentrum	1998	R.R. Seijdel m.fl.
Grønt regnskab.	Dansk Styropack A/S	1998	Dansk Styropack A/S
Grønt regnskab.	ThermiSol A/S	1999	ThermiSol A/S
Healthy building with EPS	EUMEPS	1999	
Hoher Stellenwert für Umweltschutz im Gartenbausektor	EPS Gartentrays	1999	
IFCO – Det miljøvenlige alternativ	Schoeller	1998	
Informationer om EPS fra Dansk Styropack A/S	Korrespondance	1999	Malene Nielsen
Informationer om EPS fra Plastindustrien i Danmark	Korrespondance	1999	Steen Seier Karlsen
Informationer om EPS fra Rosti Thermopack A/S	Korrespondance	1999	Aage Bonde
Informationer om EPS fra StyroChem International	Korrespondance	1999	Per Grønberg
Informationer om EPS fra ThermiSol A/S	Korrespondance	1999	Erling Gai
Informationer om EPS fra SCA Packaging Flamingo	Korrespondance	1999	Karl Erik Olesen
Informationer om EPS fra SCA Packaging Flamingo	Korrespondance	1999	Karl Erik Olesen
DS/EN ISO 14040	Dansk Standard	1997	
DS/EN ISO 14041	Dansk Standard	1999	
Livscyklusbaseret bygningsprojektering. Rapport 313.	SBI	1999	Steen Traberg-Borup m.fl.
Miljødata for bygningsdele	SBI	1999	Ebbe Holleris Petersen m.fl.
Miljødata for udvalgte bygningsdele. Rapport 296.	SBI	1998	Ebbe Holleris Petersen m.fl.
Miljødata for udvalgte bygningsmaterialer. Rapport 113.	SBI	1995	Hanne Krogh m.fl.
Miljødimensionen i produktet (UMIP)	Miljøstyrelsen	1996	Leo Alting m.fl.
Miljørigtig konstruktion (UMIP)	Miljøstyrelsen	1996	Jesper Olesen m.fl.
Miljøvurdering af produkter (UMIP)	Miljøstyrelsen	1996	Henrik Wenzel m.fl.
Miljøvurdering i produktudviklingen (UMIP)	Miljøstyrelsen	1996	Henrik Wenzel m.fl.
Mineraluld kontra alternative isoleringsmaterialer	Byggeteknisk Højskole	1996	Lars Hansen
Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment	Nordisk Ministerråd	1995	Lars-Gunnar Linfors m.fl.
Packaging and the Environment	Chalmers Industriteknik	1991	Anne-Marie Tillmann
Plast og miljø	Teknisk Forlag	1999	Lars Borch Pedersen
Sikkerhed og miljø	Dansk Styropack A/S	1994	Dansk Styropack A/S
Statistik for Dansk Elforsyning	Dansk Elforsyning	1995	
Sundhed, sikkerhed og miljø Årsrapport.	Dansk Styropack A/S	1998	Dansk Styropack A/S
The Eco-balance Study	Schoeller	1995	Ecobalance GmbH
Vejviser til de vigtigste arbejdsmiljøproblemer	Arbejdstilsynet	1999	

