

Genanvendelse i LCA



Genanvendelse i LCA

- systemudvidelse

Anders Schmidt
FORC E Technology

Karin Strömberg
CIT Ekologik AB

Indholdsfortegnelse

1	INDHOLDSFORTEGNELSE	3
2	FORORD	7
3	INTRODUKTION	9
3.1	OM VEJLEDNINGEN	9
3.2	ISO'S STANDARDER FOR LCA	10
3.2.1	<i>Fortolkning af standarderne</i>	11
4	VEJLEDNINGENS FOKUS	13
5	ET EKSEMPEL PÅ EN KOMBINERET LIVSCYKLUS FOR TO PRODUKTER	16
5.1	EKSEMPEL: GENANVENDELSE AF PET FRA FLASKER TIL PRODUKTION AF FLEECE-TRØJER	16
6	KONSEKVENSANALYSE	21
6.1	SYSTEMÆNDRINGER SOM FØLGE AF ØGET/REDUCERET GENANVENDELSE	21
6.1.1	<i>Ændringer på samfundsniveau</i>	21
6.1.2	<i>Ændringer på produktniveau</i>	22
6.1.3	<i>Analyse af de berørte processer i systemer med genanvendelse</i>	22
6.1.4	<i>Hvilken type marked skal man antage i sin LCA?</i>	26
6.2	ÆNDRINGER I ENERGIFORSYNING	27
6.2.1	<i>Hvilken mulighed skal man vælge i sin LCA?</i>	28
7	MATERIALETAB OG LØDIGHEDSTAB	32
7.1	MATERIALETAB	32
7.2	LØDIGHEDSTAB	32
8	KOBBER	33
8.1	VÆSENTLIGE MILJØBELASTNINGER	33
8.2	MARKEDET FOR KOBBER	33
8.2.1	<i>Verdensproduktion og forbrug</i>	33
8.2.2	<i>Dansk forbrug og affaldsmængder</i>	34
8.2.3	<i>Klassificering af kobber</i>	34
8.3	PRODUKTIONSPROCESSER FOR KOBBER	35
8.3.1	<i>Primær kobber</i>	35
8.3.2	<i>Sekundær kobber</i>	35
8.4	MATERIALESTRØMME	35
8.5	KONSEKVENSANALYSE	36
8.5.1	<i>Anbefaling af grundscenarie</i>	36
8.5.2	<i>Anbefaling til følsomhedsanalyse</i>	37
8.6	LØDIGHEDSTAB	37
8.7	MATERIALETAB	37
8.8	EKSEMPLER	37
8.8.1	<i>Case: Kobber i kabler</i>	38

8.8.2	<i>Case: Kobber i elektronikprodukter</i>	39
8.8.3	<i>Case: Kobber i messing</i>	40
8.9	DATAGRUNDLAG	42
8.10	KONKLUSIONER	43
9	PLAST	45
9.1	VÆSENTLIGE MILJØBELASTNINGER	46
9.2	MARKEDET FOR PLAST	46
9.2.1	<i>Europæisk forbrug</i>	46
9.2.2	<i>Dansk forbrug</i>	47
9.2.3	<i>Markedet for sekundært plast</i>	47
9.3	PRODUKTIONSPROCESSER FOR PLAST	49
9.3.1	<i>Produktion af primær plast</i>	49
9.3.2	<i>Produktion af sekundær plast som regranulat</i>	49
9.3.3	<i>Feedstock recycling</i>	50
9.4	MATERIALESTRØMME	51
9.5	KONSEKVENSANALYSE	52
9.6	LØDIGHEDSTAB	53
9.7	MATERIALETAB	54
9.8	EKSEMPLER	54
9.8.1	<i>Case – kaskadeanvendelse af plast</i>	54
9.8.2	<i>Case – plast i elektriske og elektroniske apparater</i>	57
9.9	DATAGRUNDLAG	58
9.10	KONKLUSIONER	59
10	PAPIR OG PAP	61
10.1	VÆSENTLIGE MILJØBELASTNINGER	61
10.2	MARKEDET FOR PAPIR OG PAP	61
10.3	PRODUKTIONSPROCESSER FOR PAPIR OG PAP	62
10.3.1	<i>Primær produktion</i>	62
10.3.2	<i>Sekundær produktion</i>	63
10.4	MATERIALESTRØMME	64
10.4.1	<i>Affaldsbehandling</i>	65
10.5	KONSEKVENSANALYSE	66
10.5.1	<i>Anbefaling af grundscenarie</i>	66
10.5.2	<i>Forslag til følsomhedsanalyse</i>	66
10.6	LØDIGHEDSTAB	67
10.7	MATERIALETAB	67
10.8	EKSEMPLER	67
10.8.1	<i>Væskekartoner</i>	68
10.8.2	<i>Aviser</i>	68
10.8.3	<i>Blandet papir fra husstandsindsamlinger</i>	69
10.9	DATAGRUNDLAG	69
10.10	KONKLUSIONER	70
11	ALUMINIUM	71
11.1	VÆSENTLIGSTE MILJØBELASTNINGER	71
11.1.1	<i>Primær produktion</i>	71
11.1.2	<i>Sekundær produktion</i>	72
11.2	MARKEDET FOR ALUMINIUM	72
11.3	PRODUKTIONSPROCESSER FOR ALUMINIUM	73
11.3.1	<i>Primær aluminium</i>	73
11.3.2	<i>Sekundær aluminium</i>	74
11.4	MATERIALESTRØMME	75
11.5	KONSEKVENSANALYSE	76
11.5.1	<i>Anbefaling af grundscenarie</i>	76

11.5.2	<i>Forslag til følsomhedsanalyse</i>	77
11.6	LØDIGHEDSTAB	77
11.7	MATERIALETAB	78
11.8	EKSEMPLER	78
11.8.1	<i>Aluminiumfolie</i>	78
11.8.2	<i>Højlegeret aluminiumsplade</i>	79
11.8.3	<i>Bilmotor af støbealuminium</i>	80
11.9	DATAGRUNDLAG	81
11.10	KONKLUSIONER	81
	REFERENCER	83

1 Forord

Livscyklusvurderinger anvendes i stigende omfang som beslutningsstøtte af myndigheder og private virksomheder til at vurdere de miljømæssige konsekvenser af et givet initiativ. Der findes en lang række metodebeskrivelser på både det overordnede og det detaljerede niveau, men det er alligevel ofte vanskeligt at træffe de valg, der er forudsætningen for et brugbart resultat.

Denne vejledning giver en overordnet beskrivelse af, hvordan tankegangen bag de første og væsentlige valg bør være, set i forhold til den danske UMIP-metode til LCA (UMIP = Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter). Derefter giver vejledningen en række forslag til, hvordan denne tankegang udmøntes konkret, når der er tale om produktsystemer hvor materialerne pap/papir, plast, kobber og aluminium indgår. Vejledningen sætter derfor ikke-eksperter indenfor LCA i stand til at fokusere systembeskrivelser, dataindsamling og databearbejdning allerede fra starten af et LCA-arbejde.

Vejledningen afspejler i udstrakt grad den udvikling, der har været på LCA-området i Danmark, specielt omkring forståelsen af markedet for primære og sekundære materialer. Markedsudviklingen er dog lige så dynamisk som LCA-udviklingen, og vejledningens informationer er derfor ikke evigt gyldige.

Vejledningen er blevet til i samarbejde mellem FORCE Technology i Danmark og CIT Ekologik i Sverige. Undervejs har udkast været præsenteret for interessenter på to workshops, ligesom indholdet har været diskuteret med danske og internationale LCA-eksperter samt repræsentanter fra Miljøstyrelsen. Der er i videst muligt omfang taget hensyn til de synspunkter, der er fremkommet, men det skal dog fremhæves at koordinering med den sideløbende danske udvikling indenfor LCA har haft den højeste prioritet i den endelige version. Her har specielt Henrik Wenzel fra Institut for Produktion og Ledelse på Danmarks Tekniske Universitet været uhyre hjælpsom med hensyn til både at komme med konkrete tekstforslag, inspirere og kvalitetssikre. Uden hans indsats var vejledningen blevet endnu mere forsinket end tilfældet er, ligesom kvaliteten sandsynligvis også ville være blevet dårligere.

En tak skal også rettes til Tomas Ekvall fra Chalmers Industriteknik i Sverige, der både har hjulpet med konkrete anvisninger og generel rådgivning i processen. Også en tak til Niels Frees fra Institut for Produktudvikling, der ligesom Henrik Wenzel har været reviewer på det endelige udkast efter at have fungeret som diskussionspartner i processen.

2 Introduktion

Livscyklusvurderinger (LCA (Life Cycle Assessment)) anvendes i stigende omfang til at vurdere den miljømæssige belastning fra produkter, produktsystemer og serviceydelser i hele deres livsforløb. En velgennemført LCA giver et solidt overblik over et produkts bidrag til et bredt udvalg af potentielle miljøbelastninger og er dermed en god støtte til beslutninger om, hvordan miljøbelastningen fra et givet produkt eller produktsystem kan reduceres. Producenter kan f.eks. bruge LCA til at identificere, hvilke egenskaber ved deres produkt, der medfører væsentlige belastninger og dermed fokusere på udviklingen af mindre miljøbelastende produkter. På samfundsniveau kan LCA f.eks. bruges til at vurdere, hvordan genanvendelsesordninger kan tilrettelægges, så man får den størst mulige miljøgevinst. Det er denne anvendelse af LCA, der er i fokus for vejledningen. Via vejledningens eksempler får producenter også et overblik over, hvilke parametre det er relevant at inddrage i produktvurderinger.

2.1 Om vejledningen

En særlig problemstilling ved udførelsen af en LCA er at identificere og afgrænse de dele af de studerede systemer, der involverer genanvendelse af materialer. Vejledningen sigter mod at støtte i udførelsen af denne del af en LCA.

Vejledningen bygger på principperne for sammenlignende LCA, også kaldet konsekvens-LCA, og bygger således videre på den metodemæssige konsensus, der er nået blandt danske (og mange – men ikke alle - udenlandske) LCA eksperter, jfr. bl.a. publikationerne Hansen (2004) og Weidema (2003). Vejledningen giver således retningslinier for, hvordan miljøbelastningen i produktsystemer, hvor der indgår brug og genanvendelse af materialer og energi, beregnes så den bedst muligt afspejler den reelle miljømæssige forskel mellem sådanne systemer og systemer, der anvender jomfruelige materialer og benytter andre veje til bortskaffelse af materialer.

Vejledningen indeholder en generel introduktion til begreber som systemudvidelse, lødighedstab og materialetab, der er centrale når der skal gennemføres en livscyklusvurdering. Derudover giver vejledningen anbefalinger til, hvordan de overordnede problemstillinger foreslås håndteret i relation til fire materialegrupper, kobber, aluminium, plast og pap/papir. Hver af disse materialegrupper kan opdeles yderligere. Kobber og aluminium anvendes foruden i ren form også i en lang række legeringer. Plast er en overordnet betegnelse for en lang række specifikke plasttyper med hver deres egenskaber. Pap og papir dækker over mange forskellige kvaliteter som bølgepap, skrivepapir, avisrapir, osv. Det har ikke været muligt at udarbejde anbefalinger for håndtering af hver enkelt undertype i denne vejledning. I stedet er der udarbejdet eksempler, hvor de overordnede anbefalinger er præciseret i forhold til konkrete problemstillinger. Mange af de anbefalinger, der gives, vil også være gyldige ved lignende problemstillinger, men det anbefales at dette vurderes kritisk i hvert enkelt tilfælde.

2.2 ISO's standarder for LCA

Der findes en række standarder, primært ISO-standarderne 14040-14043, der beskriver kravene til en LCA. Standarderne omhandler stort set alle aspekter ved en LCA, herunder også hvordan beregningen af miljøbelastningen ved samproduktion af flere produkter og ved genbrug/genanvendelse af materialer og produkter skal håndteres. Bemærk, at standarderne daterer sig tilbage til perioden 1997-2000, og at den efterfølgende metodeudvikling på LCA-området har givet erkendelser, der i dag giver mulighed for bedre anbefalinger, end dem der fremgår af standarderne. Retningslinierne i standarderne er forholdsvis generelle, idet den anbefalede fremgangsmåde beskrives således (ISO 14041, uddrag fra paragraf 6.5):

"... Følgende principper kan anvendes til samprodukter¹, intern fordeling af energi, tjenesteydelser (fx transport, affaldsbehandling) og til genanvendelse enten i åbne eller lukkede kredsløb:

- Undersøgelsen skal identificere de processer, der deles med andre produktsystemer, og behandle dem i overensstemmelse med den nedenfor beskrevne procedure.
- Summen af fordelte udvekslinger for en enhedsproces skal være lig med de ikke-fordelte udvekslinger for enhedsprocessen.
- Hvor flere alternative fordelingsprocedurer forekommer anvendelige, skal der udføres en følsomhedsanalyse for at illustrere konsekvenserne af afvigelsen fra den valgte fremgangsmåde.

... På basis af ovennævnte principper skal følgende trinvis procedure anvendes:

- a) **Trin 1:** Hvor det er muligt bør fordeling undgås ved:
 - at opdele de enhedsprocesser, der skal fordeles, i to eller flere underprocesser og indsamle dataene for disse underprocessers udvekslinger
 - at udvide produktsystemet, så det omfatter de ekstra funktioner, der knytter sig til samprodukterne, idet der tages højde for kravene i 5.3.2.
- b) **Trin 2:** Hvor fordeling er uundgåelig, bør systemets udvekslinger fordeles mellem dets forskellige produkter eller funktioner på en måde, der afspejler de underliggende fysiske sammenhænge, dvs. at de skal afspejle den måde, hvorpå udvekslinger ændres ved kvantitative ændringer i de produkter eller funktioner, der leveres af systemet. Den deraf følgende fordeling vil ikke nødvendigvis være proportional med noget enkelt mål som fx massen eller de molære udvekslinger af samprodukterne.
- c) **Trin 3:** Hvor en fysisk sammenhæng alene ikke kan påvises eller anvendes som grundlag for fordeling, skal tilførsler fordeles mellem produkterne og funktioner på en måde, som afspejler andre sammenhænge mellem dem. Eksempelvis kan data for udvekslinger fordeles mellem samprodukterne proportional med produkternes økonomiske værdi.

¹ To eller flere produkter fra samme enhedsproces.

Nogle fraførsler kan være delvis samprodukter og delvis affald. I sådanne tilfælde er det nødvendigt at identificere forholdet mellem samprodukter og affald, eftersom udvekslingerne alene skal fordeles på den del, der er samprodukter.

Fordelingsprocedurer skal anvendes ensartet på udvekslinger af samme slags i systemet. Hvis der fx foretages fordeling til anvendelige produkter (fx mellemprodukter² eller skrot³), der forlader systemet, skal fordelingsproceduren svare til den, der anvendes, når sådanne produkter tilføres systemet.”

Specielt omkring fordelingsprocedurer for genbrug og genvinding/genanvendelse hedder det i paragraf 6.5.4:

”..... Flere fordelingsprocedurer er anvendelige for genbrug og genvinding. Der skal tages højde for forandringer i materialers iboende egenskaber..... Der sondres mellem dem [fordelingsprocedurerne] i det følgende for at illustrere, hvordan der kan tages højde for ovennævnte begrænsninger:

- En fordelingsprocedure for lukkede kredsløb er anvendelig for systemer med lukkede kredsløb. Den er også anvendelig til produktsystemer med åbent kredsløb, hvor der ikke indtræder forandringer i det genanvendte materiales iboende egenskaber. I sådanne tilfælde undgås behovet for fordeling, idet anvendelsen af sekundære materialer⁴ erstatter anvendelsen af jomfruelige (primære) materialer.
- En fordelingsprocedure for åbne kredsløb er anvendelig for produktsystemer med åbent kredsløb, hvor materialet genanvendes i andre produktsystemer, og materialets iboende egenskaber forandres. Fordelingsprocedurer for de fælles enhedsprocesser nævnt i 6.5.3 bør være baseret på:
 - Fysiske egenskaber
 - Økonomisk værdi (fx værdi af skrot i forhold til værdi af primærmaterialer) eller
 - Antallet af på hinanden følgende anvendelser af det genvundne materiale...”

2.2.1 Fortolkning af standarderne

Som det fremgår af teksten fra standarderne fokuserer de meget på 'fordeling' af miljøbelastninger (kaldet 'udvekslinger' i teksten) mellem det produkt/system, der studeres, og tilgrænsende systemer. Sådanne tilgrænsende systemer findes, som det fremgår af standardens tekst, hvor der i det primære system opstår samprodukter, eller hvor der indgår genanvendelse. Den afgørende forskel mellem standardernes anbefalinger og denne vejledning er, at denne vejledning, i overensstemmelse med de metodemæssige principper i konsekvens-LCA, ikke søger at fordele miljøbelastninger mellem det studerede

² Mellemprodukter er stoffer/materialer, der først efter yderligere omdannelse eller forarbejdning kan anvendes i slutprodukter.

³ Skrot er affald, der er egnet til genanvendelse. Udtrykket anvendes især i forbindelse med metaller, men kan også anvendes i forbindelse med andre materialer som papir og plast.

⁴ Sekundære materialer er materialer, der har været forarbejdet og brugt mindst en gang, og som kan bruges igen i et nyt produkt.

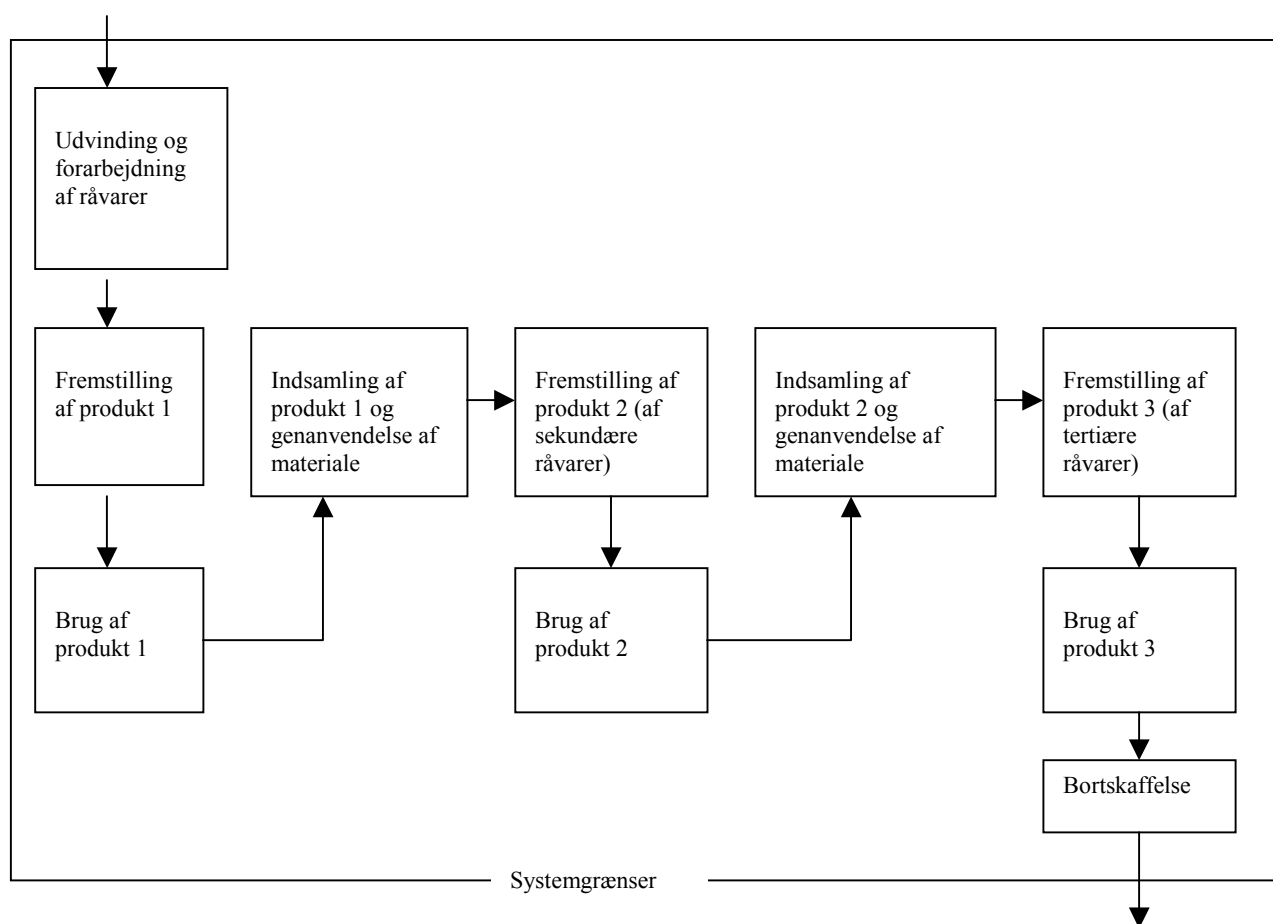
system og de tilgrænsende systemer, men i stedet søger at inkludere de påvirkninger, der er i de tilgrænsende systemer.

Standardernes generelle beskrivelser åbner for fortolkninger og metodevalg. Dette er ofte utilfredsstillende, idet der dermed samtidigt i princippet åbnes for det valg, der giver det mest favorable resultat for den, der har sat undersøgelsen i gang. Der er derfor arbejdet videre i en del projekter med at udvikle og præcisere de overvejelser, der bør gøres ved livscyklusvurderinger af denne type.

Et fremtrædende eksempel på dette findes i den danske LCA-metodeudviklings- og konsensusprojekt (Weidema, 2003), hvor der bl.a. gives en meget detaljeret diskussion af de markedsmæssige forhold omkring affald og genanvendelse, herunder hvordan man identificerer de processer, der berøres ved en ændring af materialestrømmenes størrelse. Denne vejledning bygger langt hen ad vejen på de grundlæggende principper, der er beskrevet i dette arbejde, suppleret med konkrete anbefalinger for visse materialer og processer, der er foreslået i nyligt afsluttede projekter (Frees (2002), Dall *et al* (2003), Busch *et al* (2004), Ekvall og Weidema (2004)). Det understreges dog, at alle de anbefalinger, der gives i nærværende vejledning, er baseret på overvejelser, der er foretaget indenfor forholdsvis snævre budgetrammer. Mere detaljerede undersøgelser af markedsforshold for specifikke affaldsfraktioner kan derfor give resultater, der afviger fra de generelle anbefalinger i denne vejledning.

3 Vejledningens fokus

Livscyklusvurdering af produktsystemer gennemføres ofte for at få svar på spørgsmålet, om det kan betale sig miljømæssigt at foretage ændringer i den måde, systemet er bygget op på. En hyppigt forekommende problemstilling i denne forbindelse er, om der er miljømæssige gevinster ved at øge genanvendelsesgraden for et materiale eller produkt på bekostning af at affaldsbehandle (forbrænde eller deponere) det samme materiale, og det er denne type af problemstilling, der er i fokus i vejledningen. Denne problemstilling kan analyseres gennem at identificere de processer, som berøres af en øget genanvendelse, og sammenligne miljøbelastningen før og efter denne ændring. I Figur 1 er illustreret, hvordan et materiale genvindes og bruges i flere produkter, inden det bortskaffes som affald.



Figur 1. Fremstilling og kaskade-anvendelse af et materiale i forskellige produkter.

Hvis resultatet er positivt (genanvendelse nedsætter miljøbelastningen på systemniveau) har den før omtalte 'fordelingstankegang' ofte ledt til et spørgsmål om, hvilket delsystem der skal have kredit for den miljømæssige gevinst: Det primære produkt, der leverer materiale til genanvendelse, eller det sekundære produkt⁵, der udnytter den ressource, der bliver til rådighed som

⁵ Sekundære produkter er produkter, der er fremstillet af sekundære (genanvendte) materialer

følge af en øget genanvendelse af det primære produkt? Producenten af det primære produkt vil gerne have kredit (og mulighed for miljørelateret markedsføring) fordi hans produkt kan indgå i et større samlet kredsløb, f.eks. på grund af en god designløsning. Producenten af det sekundære produkt vil gerne have kredit, fordi hans produkt gør brug af ressourcer, der ellers ville blive betragtet som affald.

Dette spørgsmål er overordentligt vanskeligt at besvare ud fra fordelingstankegangen. Der findes ikke en objektiv, videnskabelig metode til at fordele den opnåede gevinst på det primære og det sekundære produkt, og hverken videnskabelige betragtninger eller 'ret-og-rimeligheds'-betragtninger har hjulpet eksperterne i international forskning i LCA gennem de 5-10 år, hvor man har søgt at besvare spørgsmålet. Overordnet set er begge producenter vigtige aktører i en strategi for at nedsætte miljøbelastningen på samfundsniveau, og en fælles motivation og forståelse for en optimal løsning vil ofte være et væsentligt element i den strategi, der skal implementere løsningen. Om den ene eller den anden skal have kredit er derfor ikke umiddelbart interessant ud fra en samfundsmæssig vinkel.

Først med udviklingen af konsekvens-tankegangen blev problemet løst og spørgsmålet er – i det mindste principielt – i et konsekvensperspektiv forholdsvis enkelt at besvare. Spørgsmålet i en konsekvens-tankegang er ikke, hvilket af produkterne der skal krediteres miljøgevinsten. Spørgsmålet er derimod, hvad konsekvensen er af at ændre efterspørgslen efter/udbuddet af et givet produkt.

Hvis en øget efterspørgsel efter (og produktion af) det sekundære produkt reelt giver anledning til, at mindre affald deponeres eller forbrændes og mere genanvendes, så er det naturligvis denne miljøkonsekvens, der skal regnes med, når miljøbelastningen for en øget produktion af det sekundære produkt skal beregnes. Det kan fx være tilfældet, hvis der ikke er et veletableret marked (fx en børs) for det aktuelle affald/skrot fra det primære produkt, således at en stor del aktuelt deponeres. En øget efterspørgsel efter den pågældende type affald/skrot kan således reelt etablere et nyt marked og sikre, at mindre deponeres eller forbrændes og mere genanvendes.

Hvis der er et marked for affald/skrot fra det primære produkt, således som det f.eks. er tilfældet for returpapir, stålskrot og aluminiumsskrot, vil det ikke blive deponeret eller forbrændt, men anvendt til produktion af et sekundært produkt. En øget efterspørgsel efter (og produktion af) det sekundære produkt vil derfor ikke give anledning til mindre deponering eller forbrænding, men blot til at den øgede brug af skrot tages fra andre anvendelser af den samme type skrot. For at opretholde produktionen af de andre produkter er det som oftest nødvendigt at bruge det tilsvarende primære materiale. I den situation vil den resulterende konsekvens af at anvende mere af det sekundære produkt altså være en tilsvarende produktion af nyt materiale og der vil samlet set ikke være nogen miljøgevinst i form af sparet deponi eller sparet produktion af nyt materiale.

Denne sidstnævnte situation vurderes at være den dominerende på materialemarkedene i dag. Disse er præget af en efterspørgsel, der langt overstiger rådigheden af skrot, hvorfor enhver øget anvendelse af skrot fører til en tilsvarende øget produktion af primært materiale. I markedsterminologi hedder det, at skrot ikke er marginalen på materialemarkedet, det er derimod

primært materiale, og ethvert forbrug - det være sig af skrot eller primært materiale - trækker primært materiale ind i systemet.

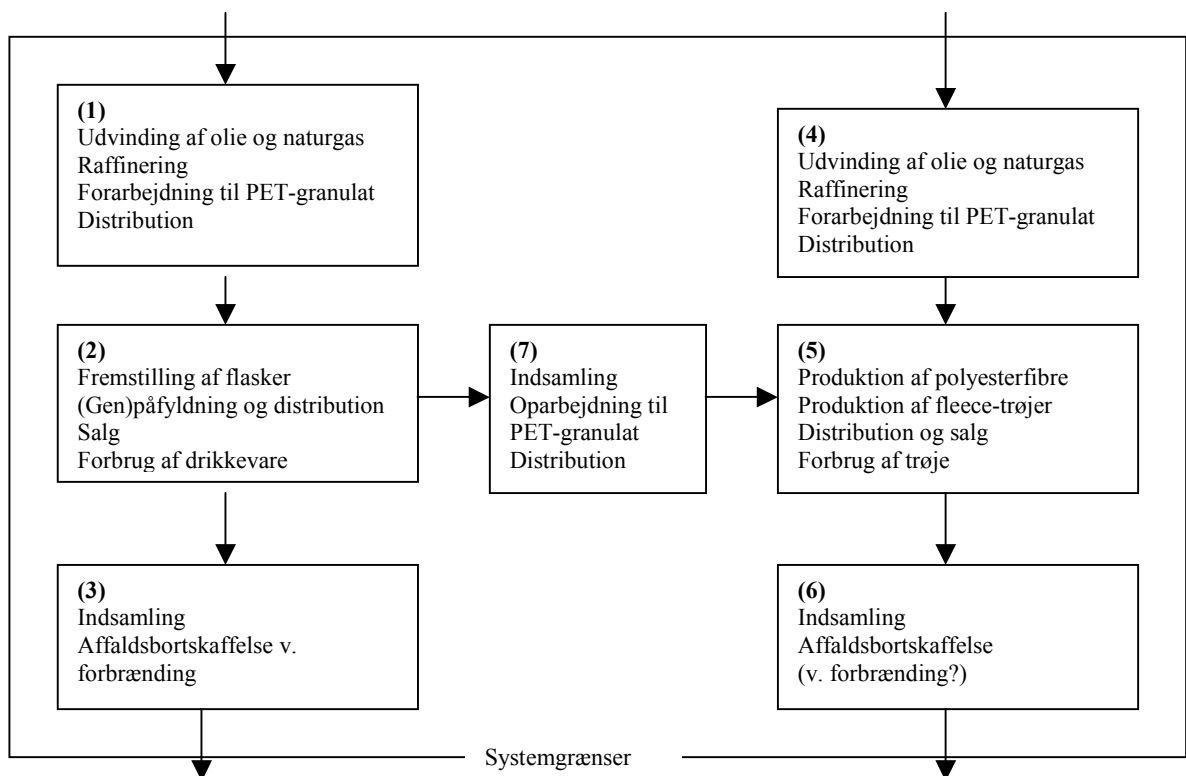
Det ligger implicit i det ovenstående, at en øget indsamling af en given type affald/skrot vil medføre en tilsvarende reduktion i anvendelsen af primært materiale, naturligvis under forudsætning af at blandt andet prisen og de kvalitetsmæssige aspekter er tilstrækkeligt attraktive til at sikre en efterspørgsel. Om det er miljømæssigt attraktivt at øge indsamlingen og genanvendelsen er således i første omgang et spørgsmål om afsætningsmuligheder og i anden omgang en afvejning af de miljøbelastninger, der er forbundet med at indsamle og oparbejde en affaldsfraktion, sammenlignet med de belastninger, der er forbundet med at producere en tilsvarende mængde primært materiale. Vejledningen giver nærmere anvisning på, hvordan disse forhold vurderes for det enkelte materiale.

4 Et eksempel på en kombineret livscyklus for to produkter

Det følgende eksempel viser, hvordan de grundlæggende principper håndteres ved en beregning af konsekvenserne af at øge genanvendelsen af et plastmateriale (PET). Eksemplet er baseret på en artikel af Ian Boustead (2001), der er publiceret af APME (Association of Plastic Manufacturers in Europe) på deres hjemmeside, www.apme.org.

4.1 Eksempel: Genanvendelse af PET fra flasker til produktion af fleece-trøjer

Figur 1 viser en forenklet oversigt over et system, hvor PET-flasker, der har været gennem en brugsfase, indsamles og oparbejdes til nyt granulat, der efterfølgende anvendes til at fremstille tekstiler som f.eks. fleece-trøjer. Det viste system er et eksempel på, hvordan et genanvendelsessystem i praksis kobles sammen med et primært produktsystem med det formål at opnå en ressourcebesparelse og nedsættelse af affaldsbehandlingsmængden.

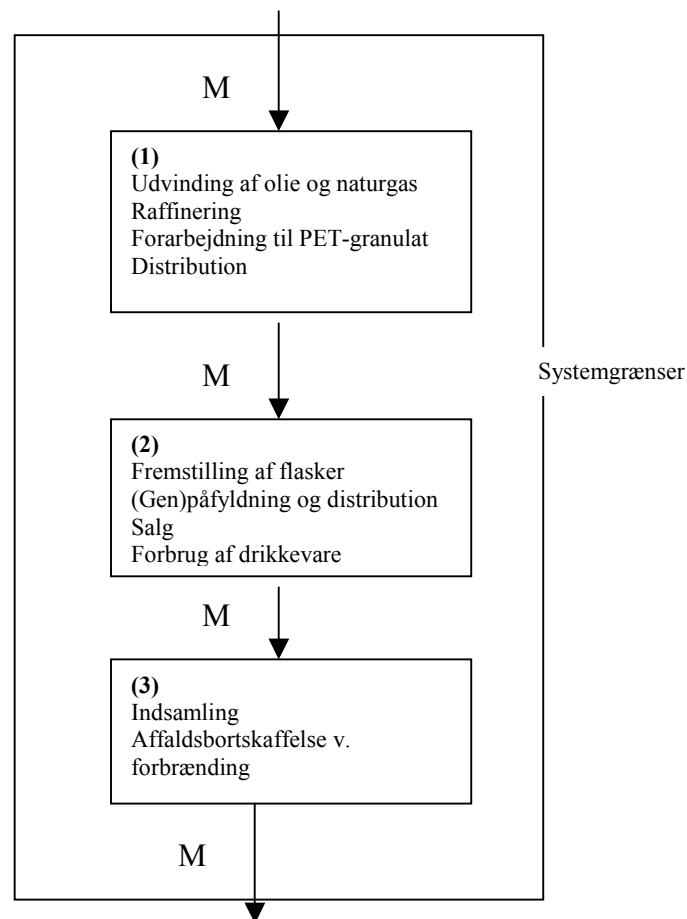


Figur 2. Forenklet oversigt over det kombinerede livsforløb for PET-flasker og fleece-trøjer.

Genanvendelsessystemet indeholder to delsystemer, der som udgangspunkt ikke har noget med hinanden at gøre. De kan hver især stå alene, og gør det også i stor udstrækning over hele verden.

Det første system (kasse 1, 2 og 3) er systemgrænserne for produktion, brug og bortskaffelse af PET-flasker, se Figur 3. Det andet system (kasse 4, 5 og 6) er systemgrænserne for produktion, brug og bortskaffelse af fleece-trøjer, der er fremstillet af virgin plast, se Figur 4. Ved at kæde de to systemer sammen til et tredje system med helt egne karakteristika gennem en (speciel) indsamling af PET-flasker og en efterfølgende oparbejdning til sekundært granulat kan det forventes, at mængderne til bortskaffelse (kasse 3) bliver mindre, ligesom behovet for input af virgin PET (kasse 4) reduceres.

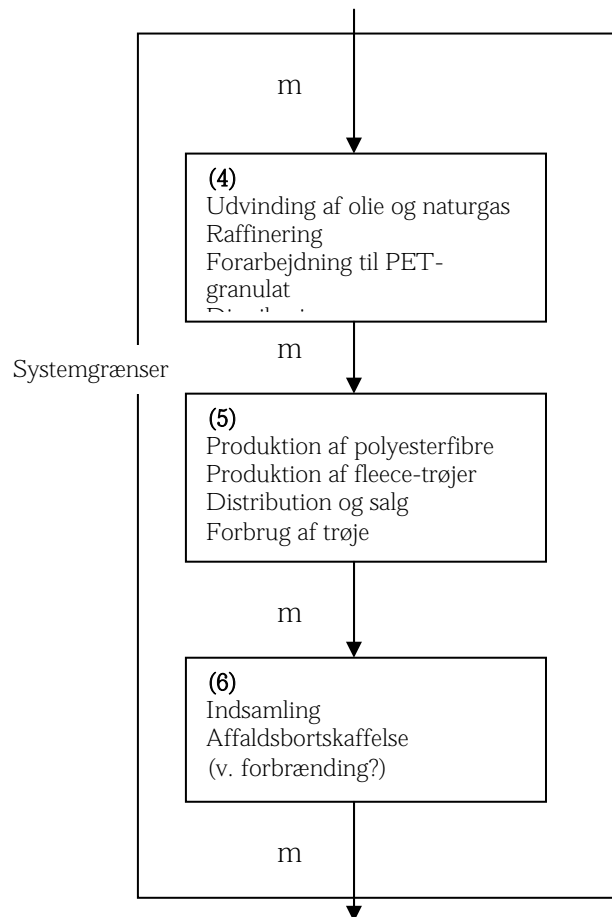
For en given type af miljøbelastning (f.eks. drivhuseffekt, forsurening, osv.) kan hvert systems bidrag beregnes som en funktion af den masse, der er nødvendig for at opretholde systemets funktion. For flaskesystemets vedkommende kan dette illustreres simpelt som i Figur 3, hvor M er den masse af PET (eller mere præcist mængden af råvarer til produktion af PET), som indgår i systemet; 1, 2 og 3 refererer til aktiviteterne i kasserne med de samme numre i Figur 2, og bidraget ved de tre aktiviteter er henholdsvis P_1 , P_2 og P_3 .



Figur 3. Forenklet oversigt over det primære system, produktion brug og bortskaffelse af PET-flasker

For en given miljøbelastning, P' , kan flaskesystemets samlede bidrag beregnes efter formlen:

$$(1) \quad P' = M(P_1 + P_2 + P_3)$$

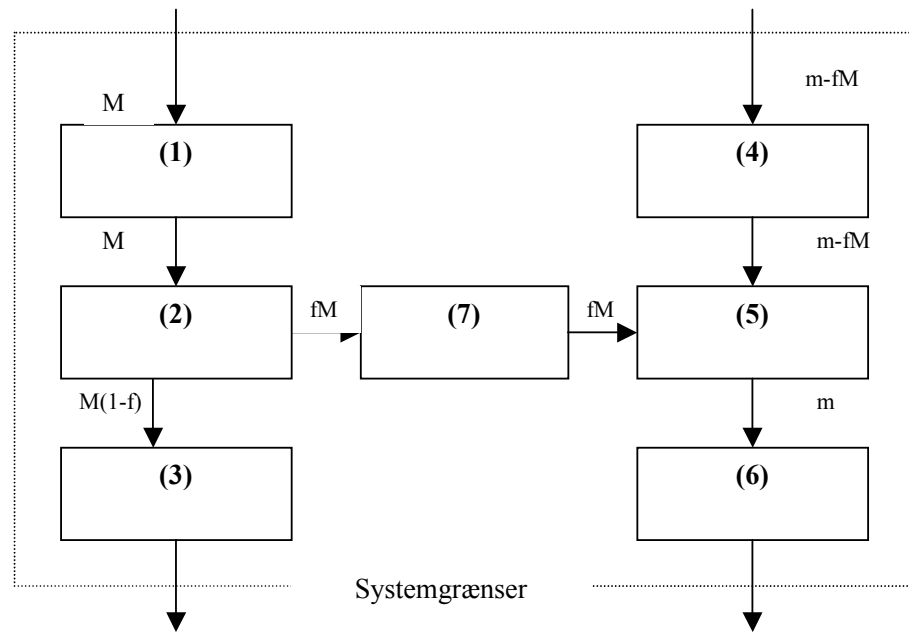


Figur 4. Forenklet oversigt over et produktsystem til fremstilling, brug og bortskaffelse af fleece-trøjer, baseret på virgine råvarer

Det enkeltstående trøjesystem er illustreret i Figur 4. Dets bidrag til den samme type belastning beregnes på samme måde som for flaskesystemet:

$$(2) \quad P'' = m(p_4 + p_5 + p_6)$$

Figur 5 viser konsekvensen, hvis flaske- og trøjesystemet kædes sammen, således at en del (f) af PET-flaskemængden genvindes til brug i fiberproduktion (kassernes numre refererer til de samme aktiviteter som i figurerne ovenfor).



Figur 5. Ændringer i materialestrømme som konsekvens af at sammenkæde to systemer.

I den nedenstående beregning er mængderne justeret, således at massen M svarer til behovet i flaskesystemet og massen m til behovet i trøjessystemet. For en given miljøbelastning kan bidraget fra det sammenkædede system udtrykkes således:

$$(3) \quad P''' = MP_1 + MP_2 + M(1-f)P_3 + (m-fM)P_4 + mP_5 + mP_6 + fMP_7$$

Denne formel kan også skrives

$$(4) \quad P''' = M(P_1 + P_2 + P_3) + m(P_4 + P_5 + P_6) + fM(P_7 - P_3 - P_4) \\ = P' + P'' + fM(P_7 - P_3 - P_4)$$

Ændringen i miljøbelastningen (ΔP) som følge af at kæde de to uafhængige systemer sammen ved hjælp af en genanvendelsesproces kan beskrives som:

$$\Delta(5) \quad P = P' + P'' - P'''$$

og – med de tidligere ligninger – som

$$\Delta(6) \quad P = fM(P_3 + P_4 - P_7)$$

Med andre ord: Hvis miljøbelastningen ved genanvendelsesprocessen er mindre end miljøbelastningen ved at bortskaffe flaskerne plus produktion af virgin PET til fleece-trøjer, vil den pågældende type af miljøbelastning (P) blive formindsket som følge af at indføre genanvendelse. Det skal bemærkes, at resultatet ændrer sig som en funktion af den mængde, fM , der genvindes ifølge beregningen. I praksis kan miljøbelastningen ved indsamling af PET-flasker (P_7) stige pr. enhed, jo flere flasker der bliver indsamlet, hvis der skal "køres længere for at indsamle den sidste flaske", og dette skal der naturligvis tages højde for i en vurdering af de miljømæssige konsekvenser.

Det skal også bemærkes, at det viste eksempel er meget forsimplet, fordi der ikke forekommer tab i de berørte processer. I en LCA skal disse tab og deres videre skæbne i miljøet naturligvis medtages, men det vil dog ikke ændre ved de generelle konklusioner, der drages ovenfor.

Eksemplet er også forenklet på den måde, at det antages at det er præcis PET-plasten fra flaskerne, der anvendes til at producere fleece-trøjerne. I praksis vil de indsamlede PET-flasker (eller PET-granulat) ende i en materialepulje sammen med andet indsamlet PET, hvorfra der kan købes materialer til både trøjer og andre produkter. Den samme sag gør sig gældende for andre materialer: Når materiale fra et produkt(system) eller et geografisk område samles ind med henblik på genanvendelse, havner det på et marked, hvor det i princippet konkurrerer med materiale som samles ind fra andre livscyklusser og andre geografiske områder.

På samfundsniveau er det forholdsvis simpelt at anvende den skitserede beregningsmetode til at vurdere de miljømæssige konsekvenser af initiativer, der medfører en ændring af de nuværende materialestrømme, fx samfundsfinansierede initiativer til øget indsamling. Her er det blot den affødte samlede ændring af systemerne, der er konsekvensen af initiativet. Mere præcise retningslinier for en række materialer beskrives senere i vejledningen.

På produktniveau studerer man som udgangspunkt kun en ændring i en delmængde af det i Figur 5 viste system, fx sammenligner man en fleecetrøje i PET med en trøje i bomuld. For at udføre en sådan sammenlignende LCA kræver det en nærmere analyse efter konsekvens-princippet som kort beskrevet i kapitel 4. Denne analyse skal vise, om en øget efterspørgsel efter/produktion af fleece trøjen reelt vil resultere i større indsamling af PET flasker, mindre affaldsbortskaffelse af PET flasker ved forbrænding og mindre produktion af jomfruelig PET ud fra olie og gas, eller om en øget efterspørgsel efter PET fleece trøjen reelt blot betyder, at producenten vil købe en del af den regenererede PET, der er til salg på markedet, men at dette ikke fører til øget indsamling. Hvis dette er tilfældet, betyder det, at andre anvendelser af denne type PET er nødt til at anvende jomfruelig PET, således at den resulterende konsekvens bliver, at indsamling, affaldsbortskaffelse ved forbrænding og fremstilling af jomfruelig PET forbliver uforandrede ved øget produktion/anvendelse af PET fleece trøjer. En sådan analyse indbefatter bl.a. en analyse af markederne for regenereret og jomfruelig PET og prisdannelsen på disse markeder, og principperne for denne analyse gennemgås i næste kapitel.

5 Konsekvensanalyse

Den følgende beskrivelse af analysen af konsekvenserne ved genanvendelse er primært baseret på de retningslinier, der er beskrevet i Weidema (2003). Det understreges, at den nærværende beskrivelse er en forenkling af disse retningslinier, idet der ved mange LCA-projekter ikke vil være ressourcer til at gennemføre en dybtgående markedsundersøgelse med inddragelse af både kort og langt perspektiv. Weidema (2003) giver en detaljeret anvisning på, hvordan dette gøres, og der henvises derfor til denne i tilfælde af, at der er et behov for mere detaljeret information.

5.1 Systemændringer som følge af øget/reduceret genanvendelse

Når man øger eller formindsker genanvendelsen af et materiale (på samfundsniveau) eller øger/formindsker efterspørgslen efter et produkt med et indhold af genvundet materiale (på produktniveau), vil denne ændring afsætte sig i systemet og påvirke produktionsvolumenet af processer i systemet. De berørte processer findes dels i det produktsystem, der studeres – fx livscyklus af fleecetrøjen fra eksemplet i sidste kapitel – dels i tilgrænsende systemer, fx livscyklus for PET-flasken og/eller det energisystem, som affaldsforbrændingsanlæg er tilknyttet. Analysen af, hvilke processer der responderer på ændringen, involverer i første omgang en analyse af markedet/markederne for genvundet og jomfrueligt materiale og den eventuelle påvirkning af markedet, ændringen afføder. Markedet kan være nationalt afgrænset, men der kan også være tale om et internationalt og måske globalt marked.

5.1.1 Ændringer på samfundsniveau

Ændringer på samfundsniveau forstås her som en ændring af genanvendelsen forårsaget af et samfundsmæssigt initiativ, der typisk er offentligt finansieret og/eller forårsaget af regulering. Et typisk eksempel er etablering af en indsamlingsordning med øget genanvendelse til følge. I den situation er der ved første øjekast ikke så stor tvivl om den resulterende konsekvens – det afføder en ændring i form af øget indsamling, øget regenerering, mindsket alternativ bortskaffelse (fx typisk forbrænding eller deponi) og mindsket produktion af jomfrueligt materiale, der erstattes af det regenererede materiale. Uden ordningen ville det ikke være sket, så konsekvensen af ordningen synes klar.

Selv om konsekvensen umiddelbart synes klar forestår imidlertid fortsat at identificere nøjagtigt hvilke processer det er, der responderer på den iværksatte ændring. Det kræver en nærmere analyse af de relevante markeder, og det indebærer bl.a. at identificere de såkaldt marginale processer på disse markeder. Hvis initiativet vurderes at påvirke prisdannelsen på det/de aktuelle marked(er), kan dette have afledte implikationer, så den resulterende konsekvens ikke er så selvindlysende endda. Se afsnit 6.1.3 for nærmere retningslinier.

5.1.2 Ændringer på produktniveau

Ændringer på produktniveau forstås her som en ændret (øget eller formindsket) efterspørgsel og produktion af et givent produkt, fx fleece trøjen i eksemplet fra kapitel 4, og denne ændring vil typisk ske på bekostning af et alternativ, eksempelvis en trøje i et andet materiale. I dette tilfælde er det ikke så klart ved første øjekast, hvad konsekvenserne af ændringen er. Ændringen afsætter sig i ændret procesvolumen for de processer der berøres, og de findes som nævnt både direkte i det studerede system (f.eks. livsforløbet for fleece trøjen) og i de tilgrænsende systemer (f.eks. livsforløbet for PET flasken og/eller livsforløbet for de energileverancer, der ligger i energisystemet, som affaldsforbrændingsanlæg er tilknyttet).

Ændringer i det studerede system: Identificering af de berørte processer i det studerede system følger samme princip som beskrevet for ændringer på samfunds niveau, nemlig at analysere markedet og identificere de marginale processer. Se afsnit 6.1.3 for nærmere forklaring.

Ændringer i tilgrænsende systemer: For ændringer på produkt niveau er det ikke ved første øjekast så indlysende, hvilke processer i de tilgrænsende systemer, der responderer på ændringen. Det kræver en analyse af markederne for de berørte materialer og energiydelser at identificere dette samt en god viden om de involverede materialer, produkter og processer. Denne analyse er, som før beskrevet, en analyse af, hvilke materialer, energiydelser og processer, der er marginale på de aktuelle markeder, og selve analysen af dette fungerer på samme måde som analysen af de øvrige berørte processer, se afsnit 6.1.3. Når de berørte processer er identificeret inkluderes de i det samlede system ved at *kreditere* (=subtrahere) systemet miljøpåvirkningerne fra disse. Baggrunden herfor er, at en øget produktion af det studerede produkt via genvundet materiale eller genvundet energi fører til en fortrængning af alternative (marginale) materialer og energiydelser og dermed *undgået produktion* af disse. Denne undgåede produktion krediteres derfor det studerede produkt. Dette - at inkludere sådanne fortrængninger af marginale processer og dermed undgået produktion i berørte tilgrænsende systemer - kaldes i LCA terminologi for *systemudvidelse*.

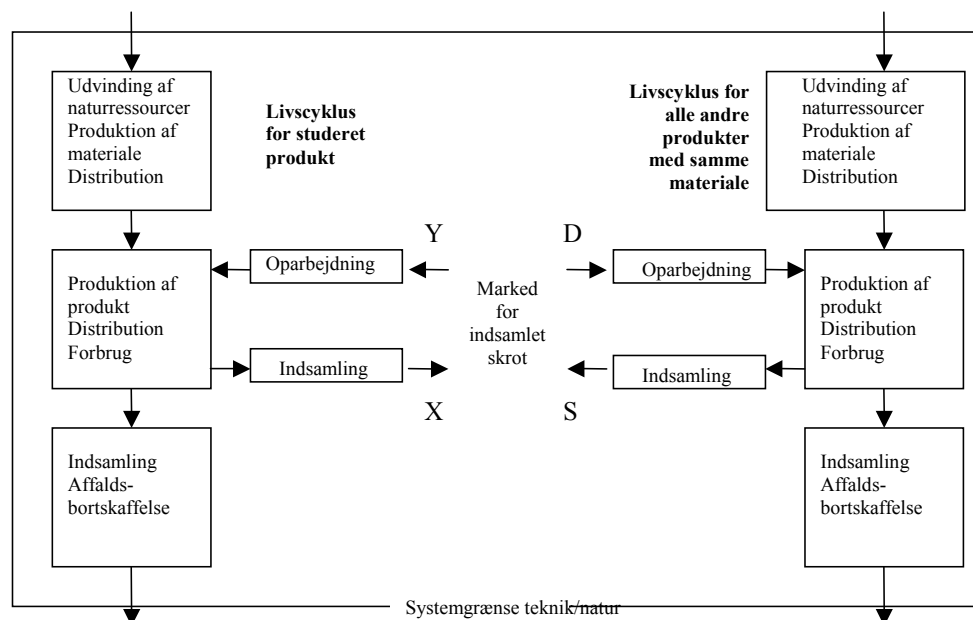
5.1.3 Analyse af de berørte processer i systemer med genanvendelse

I denne vejledning præsenteres retningslinierne for at identificere de berørte processer i systemer med genanvendelse på en forholdsvis simpel måde, sammen med konkrete eksempler for udvalgte materialefraktioner. Vejledningen er primært tiltænkt materialer, skrot og teknologi, der konkurrerer på det åbne marked, og gælder således genanvendelse i åbne kredsløb ("*open loop recycling*"). Genanvendelse i lukkede kredsløb ("*closed loop recycling*") vil være specielt tilfælde.

Med vejledningen og dens eksempler er det muligt at gennemføre en LCA, der giver en god indikation af de miljømæssige konsekvenser. Det understreges dog, at der er tale om en forenkling i forhold til en ideel undersøgelse, og at resultaterne af en LCA efter de givne retningslinier derfor skal tolkes med omhu. Det bemærkes også, at der kun er få praktiske eksempler på markedsbaseret konsekvensanalyse i LCA. I løbet af de nærmeste år vil der med stor sandsynlighed komme flere anvendelige analyser, ligesom de eksisterende vil blive revideret i takt med, at der kommer mere og

bedre viden om, hvordan produktsystemer er bundet sammen på forskellig måde.

Markedet kan for eksempel ændres som følge af, at der kommer et større udbud af oparbejdet ("sekundært") materiale. Dette udbud skal konkurrere med det allerede eksisterende udbud af sekundært materiale på det åbne marked, men det skal også konkurrere med jomfruelige (nye) materialer og eventuelt andre materialer, der kan opfylde de samme funktionsbehov (Figur



6).

Figur 6. Oversigt over koblingen mellem det studerede produkt og andre produkter, hvor tilsvarende materialer anvendes. X, Y, S og D er flows af indsamlet materiale til og fra skrotmarkedet for det pågældende materiale

Hvis udbuddet af sekundære materialer tidvist bliver større end efterspørgslen, kan der ske det, at overskuddet lægges på lager til "bedre tider". Bedre tider er i denne forbindelse når der kan opnås en pris, der gør at genanvendelsesprocessen er økonomisk rentabel. Dette vides fx at være tilfældet for grønne glasskår i England (Vrgoc et al., 2005). Her er der et overskud af grønne flasker (hovedsageligt fra importerede vinflasker) i forhold til hvilke produkter der pt. kan aftage grønne glasskår. Samtidig er prisen på glasskår ikke i øjeblikket høj nok til at tillade lange transportafstande.

Hvis en øget indsamling og genanvendelse påvirker prisen på skrot på markedet, kan det også afføde, at incitamentet til indsamling og genanvendelse reduceres, således at genanvendelsesinitiativer for det pågældende materiale reduceres andre steder i samfundet. Konsekvensen af dette er, at den pågældende materialefraktion til en vis grad ender som affald i det geografiske område, hvor genanvendelsen ikke længere finder sted. Det vil med andre ord sige, at indsamlet og oparbejdet materiale (skrot) kun delvist erstatter jomfrueligt materiale, idet det også delvist fortrænger anden indsamling og oparbejdning af skrot og dermed delvist fører til øget bortskaffelse i form af typisk forbrænding og/eller deponi.

Hvis en øget indsamling og genanvendelse derimod ikke påvirker prisen på skrot, vil incitamentet til indsamling og genanvendelse andre steder ikke blive formindsket, og det indsamlede og oparbejdede materiale kan fuldt ud

substituere jomfrueligt materiale uden samtidigt at fortrænge andet sekundært materiale.

Denne sammenhæng mellem udbud og efterspørgsel har betydning for, hvordan man skal beregne den miljømæssige konsekvens af en ændret affaldsbortskaffelse. Der er fire principielle muligheder, der alle bør indgå i overvejelserne:

Mulighed 1. Et upåvirket marked

En øget indsamling og oparbejdning af en materialefraktion (flow "X" i Figur 6) vil ikke påvirke markedsprisen og dermed ikke påvirke indsamling og udbud af skrot andre steder (flow "S" i Figur 6). I sådanne tilfælde kan man regne med, at det sekundære materiale alene vil erstatte jomfrueligt materiale. Et sådant marked er kendetegnet ved at efterspørgslen efter skrot/genvundet materiale er umættet, og at prisen på skrot og genvundet materiale bestemmes af prisen på jomfrueligt materiale. Et eksempel på et sådant marked er markedet(erne) for aluminium og aluminiumsskrot.

Mulighed 2. Et stærkt påvirket marked

En øget indsamling og oparbejdning i et land (f.eks. Danmark) vil påvirke markedet radikalt og vil ikke øge den samlede anvendelse af genvundet materiale (flows "Y" og "D" i Figur 6). I stedet medfører den danske indsamling så stærkt reduceret incitament til indsamling, at der et andet sted vil ske en tilsvarende reduktion i indsamling og oparbejdning af det samme materiale. I sådanne tilfælde er den miljømæssige konsekvens, at affaldsbehandlingen ændrer sig både i Danmark (f.eks. at materialet genvindes i stedet for at blive brændt) og et andet sted (f.eks. at materialet deponeres i stedet for at blive genvundet). Et sådant marked er kendetegnet ved, at efterspørgslen efter skrot er mættet eller tæt på mættet og/eller at prisen på skrot er stærkt påvirkelig af udbuddet af skrot. Et muligt eksempel på et sådant marked er markedet for grønne glasskår i England, i det omfang indsamlingen overhovedet sker på markedsvilkår og grønne glasskår har en markedspris større end nul.

Mulighed 3. Et delvist påvirket marked

En øget indsamling og oparbejdning af en materialefraktion i fx Danmark vil påvirke markedet og delvist reducere incitamentet til indsamling andre steder og dermed medføre, at en del af indsamlingen og oparbejdningen andet steds vil ophøre, men ikke i et omfang, der helt svarer til den oparbejdede mængde i Danmark. Konsekvensen er, at det oparbejdede materiale fra indsamlingen i Danmark dels fortrænger jomfrueligt materiale, dels fortrænger sekundært materiale, der ellers ville være blevet produceret andetsteds. Med andre ord er denne mulighed en blanding af de to foregående. Et sådant marked er kendetegnet ved, at prisen på skrot er påvirkelig af udbuddet og at efterspørgslen på skrot er prisafhængig. Et eksempel på et sådant marked er markedet for regenereret plast, som i sin opbygningsfase (de sidste 10-20 år) har været præget af meget svingende udbud og efterspørgsel. Det bemærkes, at en stor del af markedet for regenereret plast har tilpasset sig markedsvilkårene, således at en meget stor del af den indsamlede plast nu kan afsættes (primært til Kina/Asien). Til gengæld er oparbejdningsgraden inden eksport blevet mindre, idet der

ofte er tale om at plasten kun vaskes (og ikke regranuleres), inden den sendes videre.

Mulighed 4. Påvirkning af andre markeder.

En øget indsamling og oparbejdning af et materiale vil medføre, at helt andre materialer vil blive erstattet. Dette kan for eksempel være tilfældet, hvis sekundært plast anvendes til at producere parkbænke, der ellers ville være blevet produceret af træ.

5.1.3.1 Priselasticitet

Ved at gennemføre detaljerede markedsanalyser, herunder beregninger af den langsigtede priselasticitet⁶ for udbud og efterspørgsel af en materialekvalitet, vil der principielt kunne opnås en viden om, hvilken konsekvens, der er den mest sandsynlige. Teoretisk set påvirker en øget indsamling (ΔX) udbud og efterspørgsel på skrotmarkedet på følgende måde (Ekvall 2000):

$$(7) \quad \frac{\Delta S}{\Delta D} = \frac{\eta_S}{\eta_D}$$

$$(8) \quad \Delta X = \Delta D - \Delta S,$$

hvor ΔS er forandringen i den indsamlede mængde andre steder, som risikerer at blive mindsket (jfr Figur 6), ΔD er forandringen i mængden af sekundære materialer anvendt andre steder, som har tendens til at blive forøget, og η_S og η_D er priselasticiteterne for henholdsvis udbud og efterspørgsel på det indsamlede materiale. Mulighed 1) ovenfor indebærer at $\eta_S = 0$. Mulighed 2) indebærer at $\eta_D = 0$, og Mulighed 3) at hverken η_S eller η_D er nul.

Mangel på konkrete beregninger af den langsigtede priselasticitet gør det imidlertid vanskeligt at udnytte denne mulighed i praktisk LCA. Der findes for eksempel en beregning af priselasticiteten for papir (Suslow, 1986), men anvendeligheden er meget begrænset, fordi den konkrete beregning gælder den kortsigtede priselasticitet og er af ældre dato. Dette betyder, at beregningen med stor sandsynlighed ikke tager højde for den globalisering af markedet for returpapir, der er sket de seneste år og som i praksis betyder, at stort set alt papir, der indsamles, kan afsættes til genanvendelse et eller andet sted på kloden.

Der findes også en beregning for aluminium, (Palmer et.al., 1997) men denne beregning gælder drikkevareemballager (øl- og sodavandsdåser), der er kendetegnet ved genanvendelse i lukkede kredsløb. Konklusionerne kan derfor ikke bruges for aluminium der genanvendes i åbne kredsløb, dvs. at skrottet handles på det åbne marked, hvad der er situationen for langt hovedparten af aluminiumsprodukter.

⁶ Priselasticitet er et mål for, hvor meget de efterspurgte og producerede mængder af et produkt (Q) ændres procentuelt som følge af en procentuel ændring af produktets pris (P):

$$\eta = \frac{\Delta Q * P}{Q * \Delta P}$$

5.1.4 Hvilken type marked skal man antage i sin LCA?

Vejledningen giver for fire udvalgte materialer en kvalitativ beskrivelse af, hvilke markedsmekanismer der i 2005 er gældende hvert enkelt materiale samt en anbefaling af, hvilken af de ovenstående fire muligheder der dermed vurderes at være mest relevant. Som det vil fremgå, vurderes det i langt de fleste tilfælde, at materialerne handles på markeder, der er internationale/globale, og på hvilke markedsprisen i praksis fastlægges af prisen på jomfrueligt materiale og derfor er upåvirket af initiativer til øget indsamling.

Et upåvirket marked (Mulighed 1) anbefales således som udgangspunkt for LCA'en for langt de fleste materialetyper, idet der i de færreste tilfælde vil kunne observeres en ændring i markedspriserne på hverken kort eller langt sigt, som følge af et initiativ til øget indsamling og oparbejdning. For de fleste af de store materialegrupper oplever verden et stærkt stigende forbrug og en grad af genanvendelse, der typisk ligger omkring 50 %, fordi forbrugsstigningen og levetiden af de produkter, materialerne indgår i, betyder, at indsamling og oparbejdning ikke kan nå op på et større niveau end dette. Samtidig har de oparbejdede materialer en kvalitet, der er tilstrækkelig til at erstatte jomfruelige materialer i et volumen, der potentielt er større end udbuddet, og økonomisk er det attraktivt at anvende skrot frem for jomfruelig råvare for disse materialer. Dette gælder bl.a. for de fleste metaller (aluminium, stål, kobber m.fl.), de fleste gængse typer af papir og pap, visse typer glas og visse typer plast (fx PET i flasker). Disse markeder er umættede for skrot, og markedsprisen fastsættes af den vare, der fortrænges, nemlig jomfrueligt materiale. LCA beregningen for denne type marked er således meget ligetil.

Det vil i nogle tilfælde ikke være muligt at opnå en præcis viden om, hvad der rent faktisk sker på et marked, hvor ikke bare de "naturlige" markeds kræfter spiller en rolle, men hvor også politiske krav og målsætninger, eventuelt med tilhørende økonomisk subsidiering, hører med i billedet. Hvis der er tvivl om, hvilket type marked et materiale tilhører, anbefales det derfor som udgangspunkt, at der gennemføres en vurdering af de mest realistiske scenarier, bedømt ud fra den eksisterende viden om markedsforholdene for den pågældende type materialer. Hvis der ikke kan peges på et enkelt markedsscenario som værende oplagt, anbefales det at analysere to- eller eventuelt tre – af de ovenstående muligheder for at få et nuanceret billede af konsekvenserne.

Mulighed 2) - et stærkt påvirket marked – er realistisk at anvende i de tilfælde, hvor efterspørgslen efter oparbejdet sekundært materiale er lille, set i forholdet til udbuddet. Sådanne materialer har en stor risiko for at ende som affald, selv om de har været igennem en indsamlings- og oparbejdningsproces, og analysen viser således konsekvensen af, at flytte affaldsbehandlingen fra et land eller en region til et andet. Beregningen er principielt forholdsvis ligetil, men i praksis er der dog den vanskelighed, at det er svært at kortlægge, hvor i verden en eventuel reduktion i indsamling og oparbejdning vil finde sted. Desuden er det under alle omstændigheder vanskeligt at identificere, hvilke ændringer der konkret sker, og dermed også at finde de data for udvekslinger med miljøet, der skal lægges til grund for vurderingen. Hvis der ikke er bedre viden til stede, anbefales det at antage, at det materiale fra andre lande, der ikke længere oparbejdes, i stedet bliver deponeret eller forbrændt i

proportionelle mængder til det (vest)europæiske gennemsnit⁷. Mulighed 2) vil groft sagt dermed kunne vise, om en dansk indsamling og oparbejdning giver en større miljømæssig gevinst end en tilsvarende udenlandsk proces.

I mulighed 3) – et delvist påvirket marked - analyseres den situation, at en øget indsamling af skrot kun delvist modsvarer af en reduktion i produktionen af primært materiale, fordi der samtidigt sker en reduktion i indsamlingen af den pågældende skrotfraktion andre steder i verden. En sikker viden om den langsigtede priselasticitet kan i princippet anvendes til at beregne, hvor meget primær produktion, der fortrænges, men da denne viden ikke findes på nuværende tidspunkt, er det nødvendigt at bruge simple antagelser. Her anbefales det som udgangspunkt at antage, at den øgede indsamling i Danmark medfører, at produktionen af primært materiale reduceres med 50% af den oparbejdede mængde, og at oparbejdningen andre steder i verden reduceres med de andre 50% af den mængde, der vil blive oparbejdet i Danmark. I stedet vil de sidstnævnte 50% indgå i andre affaldsstrømme. Da det sjældent er realistisk at få præcis information om affaldshåndtering i andre lande, anbefales det at antage at et dansk initiativ medfører, at deponering og forbrænding i udlandet øges proportionelt til det (vest)europæiske gennemsnit.

Den sidste mulighed (Mulighed 4) anvendes i de tilfælde, hvor der er en specifik viden eller målsætning om, at et genvundet materiale vil fortrænge en anden materialetype, f.eks. hvis det vides at indsamlet plast vil blive anvendt til havebænke, der traditionelt er blevet fremstillet af træ. Beregningen kræver viden om, hvilke materialer der vil blive fortrængt, og om deres miljømæssige belastninger. I praksis er der sjældent nogen interaktion mellem de to systemer, der undersøges, men i vurderingen skal det overvejes, hvilken skæbne det fortrængte materiale får, når det ikke anvendes til det oprindelige formål.

5.2 Ændringer i energiforsyning

I Danmark må forbrændingseget affald ikke deponeres. Det betyder, at det enten skal genanvendes eller forbrændes med energidnyttelse.

Når genanvendelsen af et materiale øges eller reduceres i Danmark, påvirker det derfor også energiforsyningen, hvis der er tale om materialer, der foruden at være genanvendelige også er forbrændingsegnede.

I de seneste godt fem år er der i LCA-sammenhæng gjort en række forsøg på at kortlægge, hvordan energiforsyningen (el og varme) fra vores affaldsforbrændingsanlæg spiller sammen med den øvrige energiforsyning, f.eks. i form af samproduktion af elektricitet og varme på konventionelle anlæg, elektricitet fra vedvarende energi (vindkraft og biomasse) og centralvarme (fra naturgas og fuelolie).

En sådan kortlægning er meget kompleks, fordi der findes en række distributionsnet for elektricitet, der rækker ind i mange europæiske lande. Samtidigt er der omkring el- og varmeproduktion en række politiske hensyn

⁷ Fordelingen mellem affald, der henholdsvis går til forbrænding eller bliver deponeret, er for de 15 gamle EU-lande er 28/72 (Henrik Jacobsen, European Topic Centre for Waste, pers. komm. 15/3-2006)

på både kort og langt sigt, som også skal tages med i betragtning i en ideel vurdering.

Overordnet set regnes der i UMIP-databasen med at 75% af den energi, der tilføres et affaldsforbrændingsanlæg, bliver udnyttet i form af el og varme. Ifølge Dall *et al.* (2003) leveres de 23% i form af elektricitet til nettet, mens de 77% leveres som fjernvarme. Det er imidlertid usikkert, om den leverede fjernvarme overhovedet sparer noget, idet varmen fra affaldsforbrænding indgår i et større forsyningsnet, hvortil der også er koblet store kulfyrede kraftvarmeværker. I de tilfælde, hvor kraftvarmeværkerne skal producere store mængder af elektricitet (og dermed også varme), samtidigt med at affaldsanlæggene producerer varme, vil varmen fra kraftvarmeværkerne blive udledt til havet. Dall *et al.* (2003) har derfor i deres vurdering af ressourcebesparelser ved affaldsbehandlingen i Danmark gennemført en følsomhedsanalyse, hvor energiudbyttet fra affaldsforbrænding (både el og varme) er halveret i forhold til hovedscenariet. Busch *et al.* (2004) regner – mere simpelt – med at varmen fra affaldsforbrænding fortrænger fjernvarme fra den centrale produktion i forholdet 1:1.

Også med hensyn til, hvilken el-produktion der fortrænges ved affaldsforbrænding, tegner der sig et lidt usikkert billede. Busch *et al.* (2004) regner helt simpelt med, at det er den gennemsnitlige danske el-produktion, der fortrænges, mens Dall *et al.* (2003) anlægger et mere nuanceret syn, der munder ud i, at den marginale el-produktion, der fortrænges i de kommende 10 år, er baseret på naturgas. Begrundelsen for dette er, at overholdelse af Kyotoprotokollens begrænsning af CO₂-udledninger vil kræve en yderligere udbygning af elforsyningen med vindkraft og kraftvarme. Herved bliver der samtidigt et behov for udbygning med spidslastværker til brug i vindstille perioder, som billigst kan etableres på basis af naturgas. Kul indgår ikke i disse betragtninger, da denne energikilde ikke indgår i produktionen af såkaldt prioriteret elektricitet. Biomasse indgår ifølge Dall (2003) heller ikke, da den kan forventes at blive en begrænset ressource.

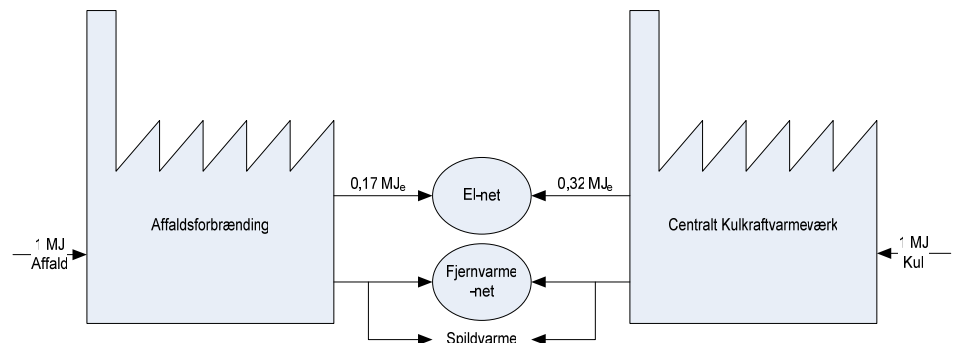
I det danske projekt om miljøvaredeklarationer er der ved at blive udviklet retningslinier for en række produkter, herunder elektricitet. Retningslinierne gælder både for selve produktet (1 kWh) og dets brug i livsforløbet for andre produkter. En række modeller har været diskuteret, men det mest sandsynlige er, at elektricitet baseret på kulkraft udpeges som den marginale teknologi ved en øget efterspørgsel, idet det forventes at en udbygning af dansk el-produktionskapacitet vil ske gennem en effektivisering af allerede eksisterende kulfyrede anlæg (Henrik Wenzel, personlig kommunikation 25/1-06).

5.2.1 Hvilken mulighed skal man vælge i sin LCA?

Som indikeret i det forudgående afsnit er der tale om meget komplekse problemstillinger, og ingen af de forslag, der er givet til håndtering af problemet, giver et helt præcist billede af konsekvenserne af at øge eller mindske mængden af affald til forbrænding.

I det følgende gives der et forslag til, hvordan problematikken kan håndteres i kommende LCA-arbejde. Det understreges, at heller ikke dette forslag giver et præcist billede af konsekvenserne, men det vurderes til at give et realistisk, men overordnet, billede, baseret på de nyeste diskussioner mellem den danske LCA-verden og den danske elsektor.

I et gennemsnitligt affaldsforbrændingsanlæg udnyttes 75% af brændværdien i affaldet. 23% af energien i affaldet til elektricitet og 77% til varme. Både el-delen og varme-delen leveres til offentlige net, hvor de fortrænger el og varme produceret fra andre kilder. I størstedelen af tiden er der imidlertid uudnyttet spildvarme fra kraftvarmeværkerne på nettet, og en varmeleverance fra affaldsforbrændingsanlæg til fjernvarmenettet vil i den situation blot betyde et tilsvarende øget spild fra kraftvarmeværkerne. Koblingen mellem disse systemer er illustreret i Figur 7.



Figur 7. Kobl ingen mellem affal dsforbrændingsanlæg og centrale kraftvarmeværker.

Da den fortrængte varme for størstedelen er spildvarme, giver det en god tilnærmelse blot at beregne fortrængningen via el-delen, idet det kan antages at el fra affaldsforbrændingsanlæg fortrænger el fra kulfyrede CHP-anlæg. El-produktion på kraftvarmeværker har en lidt højere el:varme ratio end de 23:77 nævnt ovenfor for affaldsforbrændingsanlæg. Tabel 1 og Tabel 2 viser, hvor stor en del af den indfyrede energi, der bliver til elektricitet i centrale CHP-anlæg i henholdsvis Vest- og Østdanmark. Tabellerne viser, at der er store forskelle mellem de enkelte anlæg med hensyn til ren elvirkningsgrad, defineret som el-produktion (i MJ) divideret med indfyret brændsel (i MJ). Det foreslås som en operationel løsning at bruge et vægtet gennemsnit for alle værkerne, hvilket giver en god indikationen af konsekvenserne. I en mere præcis analyse kan man forsøge præcist at identificere det værk, der ændrer sin produktion af elektricitet som følge af en given ændring i mængden af affald til forbrænding.

Tabel 1. Netto el-produktion og brændselsforbrug for centrale kraftvarmeværker i Vestdanmark. Baseret på værkernes grønne regnskaber.

Vestdanmark	Enhed	Studstrup	Skærbæk	Nordjylland	Esbjerg	Ensted	Herning	Fynsværket	Samlet
Elproduktion (netto)	GWh	2642	1363	2254	1824	2785	285	1997	13150
Varme	TJ	9347	3181	3437	2711	914,5	2177	8564	30331,5
Kul	TJ	26120	0	20042	16427	23986	0	19638	106213
Svær fuelolie	TJ	446	0	390,5	126	230	130	311	1633,5
Let fuelolie	TJ	7	125	0	0	0	0	0	132
Naturgas	TJ	0	12254	0	0	0	1133	762,5	14149,5
Halm og anden biomasse	TJ	1880	0	0	0	2009	2447	0	6336
Ren elvirkningsgrad (nettoproduktion)		0,33	0,40	0,40	0,40	0,38	0,28	0,35	0,37

Tabel 2. . Netto el-produktion og brændselsforbrug for centrale kraftvarmeværker i Østdanmark

Østdanmark	Enhed	Amager	Asnæs	Avedøre Blok 1	Avedøre Blok 2	H.C.Ørsted	Kyndby	Stignæs	Samlet
Elproduktion (netto)	GWh	1660	2088	1662	2324	281	35	940	8990
Varme	TJ	5150	2009	3549	7732	3896	23	0	22359
Kul	TJ	15883	20633	16086	0	0	0	9114	61716
Orimulsion	TJ	0	19	0	0	0	0	0	
Svær fuelolie	TJ	446	1463	56	7387	1117	690	345	11504
Let fuelolie	TJ	0	0	8	0	290	45	0	343
Naturgas	TJ	0	0	0	7991	4605	0	0	12596
Halm og anden biomasse	TJ	708	0	0	6461	0	0	0	7169
Ren elvirkningsgrad (nettoproduktion)		0,27	0,31	0,30	0,28	0,10	0,17	0,36	0,28

Det vægtede gennemsnit for elvirkningsgraden i de centrale kraftvarmeværker i Danmark er 0,32, og denne værdi foreslås anvendt til beregning af den mængde el, der fortrænges. I praksis ser regnestykket ud som følger:

For hver megajoule brændværdi i en affaldsfraktion produceres der 0.17 MJ elektricitet (23% af energiindholdet bliver til elektricitet; effektiviteten af danske affaldsforbrændingsanlæg er 75%). For hver megajoule kul, der indfyres i et centralt kraftvarmeanlæg, produceres der 0,32 MJ elektricitet. En megajoule brændværdi i affald fortrænger derfor 17/32 megajoule kul, svarende til 0,54 MJ.

En lignende tilgang til systemudvidelse af koblede affaldsforbrændingsanlæg og kraftvarmeværker er foreslået i Frees et. al. (2005). Her er det antaget, at den fortrængte marginale energiform er naturgas CC (Combined Cycle) kraftvarme. Der er regnet på to scenarier: 1) Affaldsforbrændingsanlægget producerer el og varme i forholdet 25:75. Her fortrænger 1 MJ affald 0,61 MJ naturgas. 2) Affaldsforbrændingsanlægget producerer kun varme. I dette tilfælde fortrænger 1 MJ affald 0,38 MJ naturgas. Begge resultater er i tråd med metodeforslaget og den beregnede energifortrængning fra nærværende projekt.

Den foreslåede beregningsmetode tager kun hensyn til konsekvenserne, hvis affaldet forbrændes i anlæg, der på varmesiden er koblet til et net, hvor også centrale kraftvarmeanlæg bidrager. Når der er tale om fortrængning af decentrale kraftvarmeanlæg, vil der være varierende konsekvenser, der først og fremmest afhænger af det enkelt anlægs brændsel og virkningsgrad, herunder mængden af uudnyttet varme. Det ligger uden for denne vejlednings rammer at foretage en konsekvensanalyse for hvert enkelt decentralt kraftvarmeværk,

og man skal ved vurderinger på det lokale/regionale plan derfor være opmærksom på, at den overordnede fremgangsmåde beskrevet ovenfor giver et billede af konsekvenserne, som ikke er dækkende, hvis der alene er tale om en lokal ændring af affaldshåndteringen.

Det skal også bemærkes, at den ovenstående model ikke tager hensyn til politiske beslutninger om at øge mængden af elektricitet, baseret på fornyelige ressourcer, eller andre prioriteringer relateret til energiforsyningen. I det omfang, der tages sådanne beslutninger, skal de inddrages i konsekvensanalysen. Som et eksempel kan nævnes, at en beslutning om en udbygning af produktionskapaciteten for elektricitet for 20% vedkommende skal være ved vindkraft, betyder at el-marginalen i givet fald kommer til at bestå af 20% elektricitet fra vindmøller og 80% fra kulbaserede kraftværker. En forudsætning for denne marginal er naturligvis, at den politiske beslutning også holder i praksis.

Endelig skal det bemærkes, at modellen ikke med sikkerhed tager hensyn til alle døgn- og årstidsvariationer i el-produktionen. Disse er væsentlige og kan i praksis betyde, at det er andre typer af el-produktion, der i kortere eller længere perioder berøres af en ændring i affaldshåndteringen. Kulkraft må dog antages at være marginalen i langt den største del af tiden, men det kan være muligt at opnå større præcision ved en detaljeret kortlægning af de nævnte variationer.

Samlet set vurderes den ovenfor beskrevne fremgangsmåde at give en god indikation af de konsekvenser, en ændring af affaldshåndteringen medfører. En mere præcis vurdering kan opnås med en avanceret model, hvor alle elementer i det danske energiforsyningssystem er koblet til hinanden, sammen med detaljerede informationer om blandt andet de enkelte elementers performance, im- og eksport af el samt døgn- og årstidsvariationer i produktion og efterspørgsel af el. Meget af denne viden findes formentlig allerede, men der er så vidt vides ikke gjort forsøg på at operationalisere den i relation til LCA.

6 Materialetab og Lødighedstab

Når de udvidede systemgrænser for en vurdering er blevet fastlagt sammen med en analyse af, hvilke følsomhedsanalyser, der er relevante, er den næste opgave i LCA'en at beskrive og beregne ændringerne i materialestrømme.

6.1 Material etab

Foruden de helt basale oplysninger om den mængde materiale/produkt, som ændringerne skal beskrives og beregnes for, er det også nødvendigt at have information om, hvad der rent faktisk sker i praksis. Stort set alle genanvendelsesprocesser medfører tab af det materiale, der er i fokus for genanvendelsen, og resultatet er naturligvis at indsamling og oparbejdning ikke er 100% effektiv. Et tab på f.eks. 10 % er i mange genvindingsprocesser ikke ualmindeligt, og tabet udgør dermed et signifikant flow, der skal medtages i beregningerne. Det "tabte" materiale vil generelt være affald, der kaldes sekundært affald i forhold til det oprindelige affald der blev genvundet. Alt efter dets karakter indgår sekundært affald i en anden genanvendelsesproces eller forbrændes med energigenvinding. Ikke genanvendeligt eller forbrændingsegnet sekundært affald må deponeres. Det endelige ressourcestab fra en genvindingsproces hvor der er sket genanvendelse af sekundært affald kan således være væsentlig mindre end 10%.

6.2 Lødighedstab

Visse materialer kan miste noget af deres tekniske kvalitet i en oparbejdningsproces, og de har derfor ikke nødvendigvis den samme tekniske eller økonomiske værdi som primært materiale.

I relation til de fire materialegrupper, der behandles i denne vejledning, er lødighedstabet mest interessant for plast og papir. Metallerne kobber og aluminium vil i en genanvendelsesproces ikke miste deres kvalitet, da der er tale om grundstoffer, men de vil dog i mange tilfælde blive anvendt i en legering med andre metaller, simpelt hen for at undgå oparbejdningstrin, der er unødvendige for den videre anvendelse.

Primært og sekundært plast har sammenlignelige egenskaber ved nogle anvendelser, mens der til andre anvendelser er behov for en større mængde materiale for at opnå de samme egenskaber med hensyn til f.eks. brud- og trækstyrke, som findes i det primære plastmateriale.

Der er således tale om en parameter, hvor det ikke er muligt at give en universel anbefaling af, hvordan den skal medtages i beregningerne. I de følgende afsnit med eksempler for papir og plast gives der forslag til *default-værdier*⁸ for visse anvendelser, men hvis der ønskes et præcist billede, er det nødvendigt at kortlægge sammenhængen mellem kvaliteten af det genvundne materiale og krav til kvaliteten af det materiale, der skal indgå i specifikke produkter.

⁸ *Default-værdier* er værdier, der med god mening kan anvendes i beregninger, men som bør erstattes med præcise tal, når sådanne haves.

7 Kobber

7.1 Væsentlige miljøbelastninger

Kobber er interessant ud fra flere miljømæssige aspekter:

- Kobber har en relativ kort forsyningshorisont, mindre end 30 år. Det skal dog bemærkes, at forsyningshorisonten har været stort set uændret i flere årtier, da man løbende finder nye forekomster, eller udnytter kendte forekomster, det tidligere ikke har været rentabelt at udnytte.
- Kobber er relativt energikrævende at fremstille. Energiforbruget ved produktion af kobber fra malm må forventes at stige med faldende lødighed af malmen
- Der udledes signifikante mængder af både drivhusgasser og forsurende gasser. Førstnævnte fra energiproduktion og sidstnævnte fra energiforbrug såvel som svovlindhold i malm.
- Der kan dannes signifikante affalds- og spildevandsmængder, afhængig af produktionsprocesserne.

7.2 Markedet for kobber

7.2.1 Verdensproduktion og forbrug

Kobber har været anvendt i mange hundrede år som konstruktionsmateriale, og man regner med, at op til 90% af den udvundne mængde stadig er i cirkulation. Efterspørgslen efter kobber har været jævnt stigende gennem mange år, specielt på grund af den stigende produktion af elektriske og elektroniske produkter. I de senere år har der været en tendens til stagnation i den vestlige verden, mens der har været en stærkt stigende efterspørgsel i Asien, specielt i Kina. På grund af den typisk lange levetid for kobber i diverse produkter kan efterspørgslen ikke dækkes ved hjælp af genbrug, og det er nødvendigt at supplere med virgine materialer, baseret på kobbermalm. Det skal dog bemærkes, at genanvendelse af kobber er velorganiseret i stort set alle dele af verden, og at siden 1965 har sekundært materiale udgjort mellem 31 og 38 % af den samlede kobberproduktion (Jolly, 2001).

Ifølge ICSG (International Copper Study Group) var den samlede verdensproduktion af raffineret kobber i 2002 15.352 tusind ton (kt), hvoraf 13.519 kt blev produceret fra kobbermalm og 1.834 kt var sekundært kobber. Verdens forbrug af kobber i 2002 er estimeret til 15.137 kt. Siden 1960 har væksten i produktionen af kobber været 3,4% om året, og siden 1990 har væksten i gennemsnit været 3,2% om året. Omkring 84% af produktionskapaciteten på kobberaffinaderier udnyttes (ICSG, 2004). Dette tal har været forholdsvis konstant gennem de sidste 10 år, men skjuler, at der både på kort og langt sigt er tale om store variationer i hvilke producenter/verdensdele, der udnytter deres kapacitet. Det skal bemærkes, at der er signifikant forskel mellem andelen af sekundær kobber som angivet af henholdsvis Jolly (2001) og ICSG (2004). Andre kilder, f.eks. DESA (1999) angiver en fordeling, der nogenlunde svarer til Jolly (2001).

7.2.2 Dansk forbrug og affaldsmængder

Dall et al. (2003) har på baggrund af en ældre materialestrømsanalyse estimeret forbruget i Danmark i 1992 til 26.000-39.000 ton metallisk kobber, 800-1.100 tons som kemiske forbindelser og 1.100-2.000 tons som følgestof i andre produkter. Det er ikke forsøgt at finde eller etablere nyere information om det danske forbrug.

Det er i Dall et al. (2003) endvidere estimeret, at den samlede mængde kobber, der blev affaldsbehandlet i Danmark i 2000 udgjorde 32.200 ton, fordelt på følgende måde:

- Deponi: 2.000 ton
- Forbrænding: 3.400 ton
- Genanvendelse: 26.900 ton

7.2.3 Klassificering af kobber

Kobber klassificeres i USA i ca. 460 typer af kobber og kobberlegeringer, som overordnet kan grupperes på følgende måde:

- Kobber (mindst 99,3% kobber, men mange af undergrupperne kræver mindst 99,9% og visse op til 99,9935 %)
- Legeringer med højt kobberindhold (støbekobber mindst 94%; smedekobber 96-99,3%).
- Messing (med zink som primært legeringsmateriale)
- Bronze (med tin som det primære legeringsmateriale)
- Kobber – nikkel (med nikkel som primær legering)
- kobber –nikkel – zink (med nikkel og zink som primær og sekundær legering)
- Blyholdigt kobber (med 20% eller mere bly, og ofte også en lille mængde sølv, ingen zink eller tin)
- Specielle legeringer (som ikke rummes under ovennævnte definitioner.

Der kan skelnes mellem tre principielle typer af genbrugskobber:

- Internt skrot, der dannes i kobbermøller, -raffinaderier og -støberier, og som typisk består af omløb, afskær, udboringer og -fræsninger. Denne type skrot forlader ikke den pågældende virksomhed, men genanvendes internt. Denne skrot figurerer således ikke i affaldsstatistikker,
- Nyt skrot, der i vid udstrækning svarer til internt skrot, men som af forskellige (kvalitetsmæssige) årsager ikke kan genanvendes internt. Nyt skrot kan underopdeles i mindst 22 kvaliteter, afhængigt af lødighed og indhold af andre materialer og grundstoffer. Der vil dog generelt være tale om to overordnede kvaliteter, nemlig No. 1 skrot, der er rent uden legeringer, lakeringer o.l. og No. 2 skrot, der kan indeholde synlige forureninger såvel som mindre mængder af legeringsstoffer.
- Gammelt skrot, der stammer fra produkter, der har gennemgået et livsforløb. Kabler, kobberrør og bilkølere/radiatorer er typiske eksempler. Gammelt skrot klassificeres på samme måde som nyt skrot i mindst 22 kvaliteter, og finder typisk anvendelse i messing og bronzeindustrien, hvor det er relativt nemt at justere den endelige sammensætning, så den svarer til de tekniske specifikationer.

7.3 Produktionsprocesser for kobber

7.3.1 Primær kobber

Kobbermalm knuses, formales og floteret, hvorved der opnås en koncentration på 30% Cu. Efterfølgende smeltes kobberet, og den resulterende "matte" har en koncentration på 65-70% Cu. Matten de-oxideres i en konverteringsproces til blærekobber (blister copper) (99% Cu), der raffineres og støbes til kobberanoder (99,5%). Disse kan raffineres elektrolytisk, så der opnås en renhed på 99,99% Cu.

Som alternativ til brydning og efterfølgende mekanisk behandling af kobbermalm anvendes der i visse miner hydrometallurgisk udvinding. Her opløses kobberet, mens det endnu ligger i jorden. Kobberopløsningen opsamles, hvorefter den koncentreret ved at ekstrahere opløsningsmidlet. Efterfølgende overføres kobberet til katoder ved hjælp af elektriske strømme. Denne "solvent extraction-electrowinning" proces står for omkring 13% af den samlede produktion af kobber fra malm.

7.3.2 Sekundær kobber

Kobberskrot opdeles i 22 kvaliteter, hvor No. 1 skrot og No. 2 skrot er de mest almindelige, lige som de er en international handelsvare, der handles på et åbent marked.

No. 1 skrot består af rent, ulegeret kobber uden belægninger, der f.eks. stammer fra afklip, udstansninger, bus bars og rene kobberrør. No. 2 skrot er det samme, men kan desuden indeholde oxiderede og belagte fraktioner indenfor visse rammer.

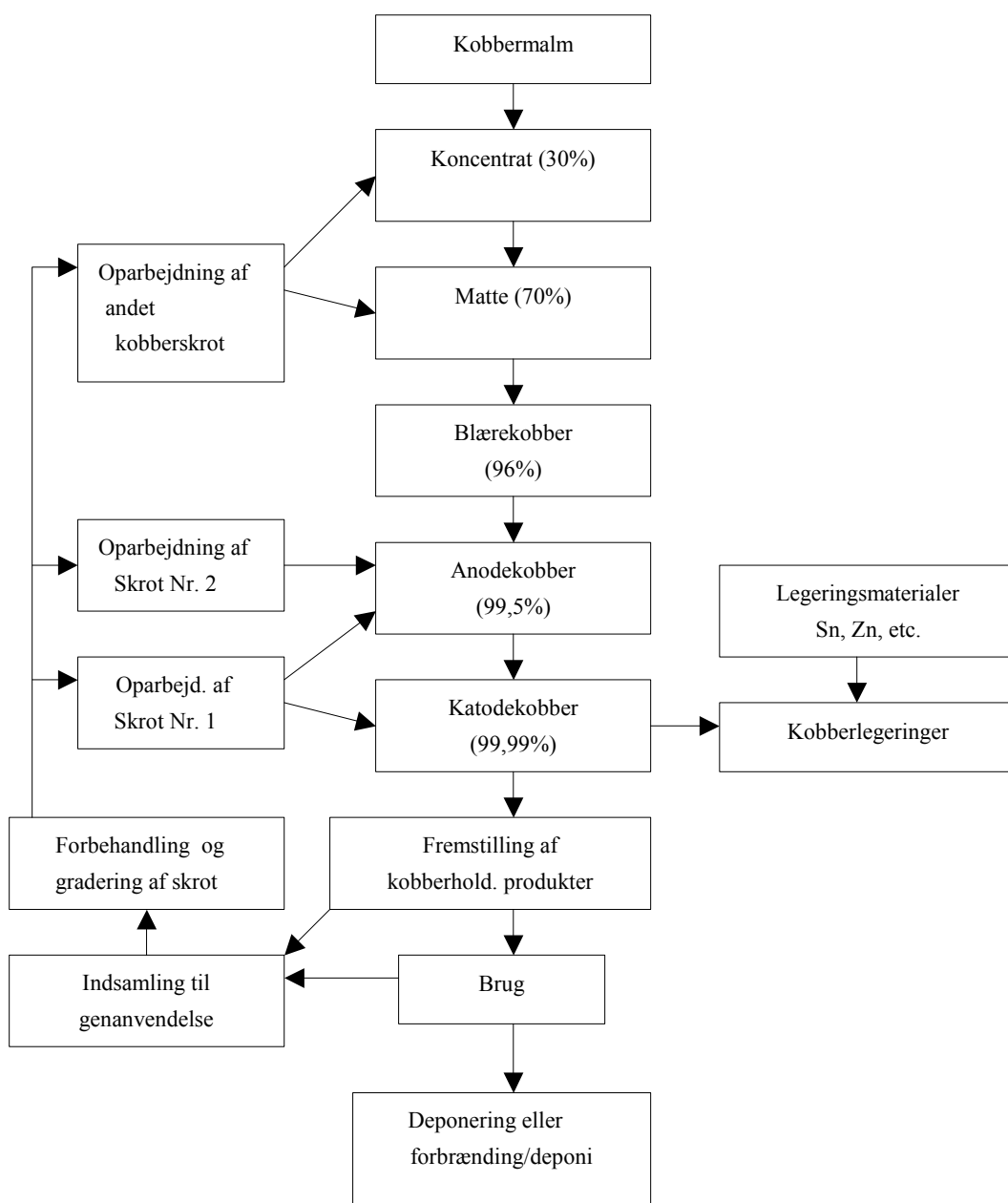
Når kobber modtages til oparbejdning, sker der en visuel inspektion og kvalitetsvurdering, eventuelt efter en kemisk analyse. No. 1 skrot kan smeltes direkte og i visse tilfælde bringes til en større renhed gennem flammeraffinering, hvor urenheder oxideres. Renheden checkes gennem kemiske analyser, når den pågældende batch/charge er helt smeltet, hvorefter den deoxideres med flusmidler og udstøbes i midlertidig form som *billets*, *cakes* eller *ingots*.

No. 2 skrot raffineres elektrolytisk for at opnå den ønskede renhed. Inden da kan der ske en flammeraffinering og støbning til anoder, som er råvaren til katodeproduktion. Anoderne raffineres elektrolytisk (svarende til en belægningsproces), hvor anoderne opløses i svovlsyre og afsættes på en plade af rustfrit stål. Tynde plader af rent kobber trækkes af stålpladen og placeres mellem andre anodeplader i andre elektrolyseceller, hvor der sker en yderligere raffinering til 99,98-99,9935% renhed i form af katoder, der dannes omkring de tynde startplader. Alternativt kan No. 2 skrot anvendes i produktion af messing og kobber, hvor den ønskede sammensætning af råvaren opnås ved tilsætning af rent kobber, zink og tin.

7.4 Materialestrømme

De ovenfor beskrevne strømme er sammenfattet i Figur 8, der på en simplificeret måde viser de vigtigste ruter for primær og sekundær kobber. I virkelighedens verden er genanvendelsessystemet for kobber væsentligt mere

detaljeret med hensyn til forskellige kvaliteter og hvordan disse når frem til de enkelte aktører.



Figur 8. Simplificeret overblik over vigtige strømme af forskellige kvaliteter af primær kobber og kobberskrot.

7.5 Konsekvensanalyse

7.5.1 Anbefaling af grundscenarie

Det forhold, at efterspørgslen efter kobber er stigende, og at udbuddet af skrot ikke kan dække behovet, gør det til en oplagt antagelse, at al kobber, der genvindes, vil erstatte en tilsvarende mængde, der ellers ville være produceret ud fra malm.

Som udgangspunkt for beregningen anvendes derfor Mulighed 1 (se afsnit 5.1.3), der netop omhandler denne situation.

Yderligere er det ud fra en materialeteknologisk vinkel ikke muligt at skelne mellem primært og sekundært kobber, men kun mellem forskellige kvaliteter med hensyn til renhed.

7.5.2 Anbefaling til følsomhedsanalyse

Grundscenariet anses for at være meget robust, og der er derfor som udgangspunkt ikke behov for en følsomhedsanalyse, med mindre markedsforholdene ændrer sig væsentligt.

7.6 Lødighedstab

Som nævnt kan man ikke skelne materialeteknisk mellem primært og sekundært kobber. Der skal derfor ikke indgå et lødighedstab i beregningerne.

Ud fra en miljømæssig vinkel er det vigtigt at være opmærksom på, hvilken kvalitet, man efterspørger, og hvilken kvalitet, man sender til oparbejdning, idet der er væsentlige forskelle i miljøbelastning mellem de enkelte kvaliteter.

7.7 Materialetab

En del af det kobber, der købes for at indgå i produkter, vil blive tabt i de mange processer, der finder sted inden kobberet til slut er oparbejdet og klar til at indgå i nye produkter.

På grund af de mange anvendelsesområder og indsamlings- og genanvendelsesordninger er det ikke muligt at give en samlet og udtømmende beskrivelse af realistiske tab ved enkelte processer. Det skal også bemærkes, at der ikke findes LCA'er for kobberproduktion, der giver et nuanceret billede af miljøbelastningerne ved forskellige former for produktion og oparbejdning. De grundlæggende oplysninger findes dog i forskellige rapporter, f.eks. Ayres (2002) og Jolly (2001).

Overordnet set skal et kobberprodukt belastes med miljøpåvirkningen ved produktion af kobber fra malm til den ønskede (indkøbte) kvalitet for den mængde, der tabes til miljøet ved de enkelte processer, og som derfor ikke bliver indsamlet og genanvendt senere. Derudover belastes kobberproduktet med miljøpåvirkningen ved oparbejdning af den indsamlede mængde skrot til den indkøbte kvalitet. Der skal her tages hensyn til, hvilken skrotkvalitet, det indsamlede materiale vil blive klassificeret som, idet miljøbelastningen ved oparbejdning er større, jo lavere skrottet er graderet.

7.8 Eksempler

I det følgende gives der tre eksempler, der beskriver regnereglerne lidt mere præcist. En fuldstændig præcision kan dog ikke opnås, fordi det kræver kendskab til klassificeringen af skrottet.

7.8.1 Case: Kobber i kabler

Dette eksempel omhandler alene kobberets livsforløb, d.v.s regneregler og overvejelser omkring kabelkappens materialer er ikke medtaget.

7.8.1.1 Produktion af kabler

Stort set alle kabler fremstilles af de fineste kobberkvalitet, Grade A (katodekobber), med et kobberindhold på ca. 99,99%. Kobberet leveres i form af katodekobber i stænger, der i forbindelse med kabelproduktion trækkes ud til tråd i passende tykkelse.

Spildet i processen er minimalt, væsentligt mindre end 1%. Produktionsspildet karakteriseres som Skrot Nr. 1, der i de fleste tilfælde kan omsmeltes til Grade A kobber uden yderligere elektrolytisk raffinering. Der skal altså ikke medregnes et lødighedstab, men dog den miljøbelastning, der kan henføres til omsmeltningsprocessen.

7.8.1.2 Installation af kabler

Ved installation af kabler vil der være et mindre spild i form af afklip. Dette vil naturligvis variere alt efter installationens art, men vil generelt ligge i størrelsesordenen 1-2%.

Kabelspild, der indsamles separat, strippes for dets plastkapper, enten manuelt eller i en shredder⁹, hvorefter det kan klassificeres som Nr. 1 skrot. Denne klassificering er afhængig af, at kablerne ikke er blevet blandet med andre fraktioner, der indeholder legeringer eller forureninger af andre metaller fra lodninger. Tykkelsen skal endvidere være større end 16 gauge (1,29 mm). Nr. 1 skrot kan enten indgå direkte i produktionen af katodekobber, eventuelt efter en kemisk analyse, eller i produktionen af anodekobber.

Spildet ved strippingen af kablerne er lille, specielt hvis der er tale om en manuel stripping. Ved shredding er det muligt, at mindre kobberdele vil indgå i den restfraktion, der deponeres, men også her vurderes spildet at være mindre end 1%.

Hvis kabelspildet blandes med andre kobberfraktioner, der er forurenede (f.eks. kobberrør med lodninger), klassificeres det som Nr. 2 skrot og kan indgå i produktionen af anodekobber.

7.8.1.3 Demontering af installerede kabler

Kabelskrot, der opstår i forbindelse med nedrivning af bygninger, vil generelt blive klassificeret som Nr. 1 eller Nr. 2 skrot efter de samme kriterier som beskrevet ovenfor.

Hvor stor en del af kablerne, der indsamles i praksis, afhænger af nedrivningsmetoden. Ved en omhyggelig nedrivningsproces er det sandsynligvis muligt at indsamle mere end 99% af de kabler, der findes i et byggeri. Ikke-indsamlede kabler vil ende på et deponi, eventuelt efter at have passeret gennem et affaldsforbrændingsanlæg.

7.8.1.4 Grundscenarie

Livsforløbet for kobber i kabler følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse, og dermed også i regnereglerne. Som udgangspunkt anbefales det

⁹ En shredder er et mekanisk anlæg, der neddeler (stort) skrot til en væsentligt mindre størrelse. Neddelingsprocessen kaldes *shredding*.

at anvende Mulighed 1 (afsnit 5.1), hvor en øget mængde af genvundet kobber fra en bestemt produkttype eller i Danmark ikke vil påvirke det øvrige marked for genanvendelse og brug af sekundært kobber.

Tab til miljøet ved produktion af kabler er negligibelt, men i en præcis LCA bør der naturligvis gøres rede for det produktionsspild, der sendes til genanvendelse.

De tab til miljøet, der sker ved installation i bygninger og senere i forbindelse med nedrivning, medfører at det er nødvendigt at producere en tilsvarende mængde ud fra kobbermalm. Tabene er generelt små og afhænger primært af om kablerne er lettilgængelige ved nedrivning, eller om de er fastgjort til konstruktionen på en måde, der forhindrer eller vanskeliggør indsamling. En mere præcis vurdering af tabets størrelse må baseres på erfaringer, f.eks. hos entreprenørfirmaer.

Det kabelskrot, der sendes til genanvendelse, vil generelt være klassificeret som Skrot Nr. 1 eller Skrot Nr. 2. En mere præcis fordeling mellem de to skrottyper kan baseres på erfaringer hos entreprenørfirmaer og genanvendelsesindustrien. Ved oparbejdning af kabelskrot til katodekobber er der et mindre tab af kobber til miljøet, specielt i forbindelse med en shredding, som også bør indgå i en præcis beregning.

7.8.2 Case: Kobber i elektronikprodukter

Kobber anvendes som ledende materiale i stort set alle elektronikprodukter, enten i form af ledninger eller som tynde lag på overfladen af printplader (PCB) kontakter af forskellig art.

Der anvendes kobber af den største renhed (99,99%) til både trukne (ledninger) og valsede komponenter (stor overflade, ringe tykkelse).

7.8.2.1 Produktion af elektronik

Ved produktion af elektronik opstår der spild i form af kabelafklip samt borer og udstansninger. Størrelsen af dette spild kendes ikke, men kan for eksempel bestemmes ud fra virksomhedens affaldsregistreringer. Det kan antages, at alt spild indsamles og sendes til genanvendelse. Ledningsafklip vil generelt blive klassificeret som Nr. 2 (kabel)skrot på grund af de små dimensioner (mindre end 16 gauge (1,29 mm i tværsnit)). Borer og udstansninger klassificeres som Nr. 1 skrot, hvis de indsamles separat.

7.8.2.2 Affaldsbehandling af elektronikprodukter

Kommunalbestyrelsen skal ifølge Miljøstyrelsens bekendtgørelse om "Håndtering af affald af elektriske og elektroniske produkter" (BEK nr. 1067 af 22/12/1998) fastsætte regulativer for indsamling og den videre håndtering af affald af elektriske og elektroniske produkter. Uanset hvilken indsamlingsmåde, der vælges (f.eks. producenter/importørers tilbagetagning eller kommunal indsamling), skal den efterfølgende håndtering blandt andet sikre, at genanvendelsesprocenten for kobber er mindst 80%.

Genanvendelse af kobber er et vigtigt element i en rentabel genanvendelsesproces for elektroniske produkter, og i praksis er genanvendelsesprocenten væsentligt højere, måske mere end 99% af indholdet i de indsamlede produkter. Ved en manuel adskillelsesproces frasorteres ledninger, kabler og andre komponenter med højt kobberindhold. Det kan antages, at sorteringen sker i tre eller flere fraktioner (f.eks. Nr. 1 og Nr. 2

skrot, jf. ovenfor, samt *light scrap copper* med et kobberindhold over 88% efter omsmelting. Bestykkede printkort sorteres fra til specialbehandling i udlandet. Her indgår printkort (efter fjernelse af komponenter med uønsket indhold af f.eks. cadmium, beryllium og polychlorerede biphenyler) sammen med kobberkoncentrat ved produktion af nyt anode- og katodekobber. Denne type skrot skal altså gennemgå et eller to ekstra trin i oparbejdningen i forhold til de "rene" fraktioner i form af f.eks. ledninger og udstansninger.

7.8.2.3 Grundscenarie

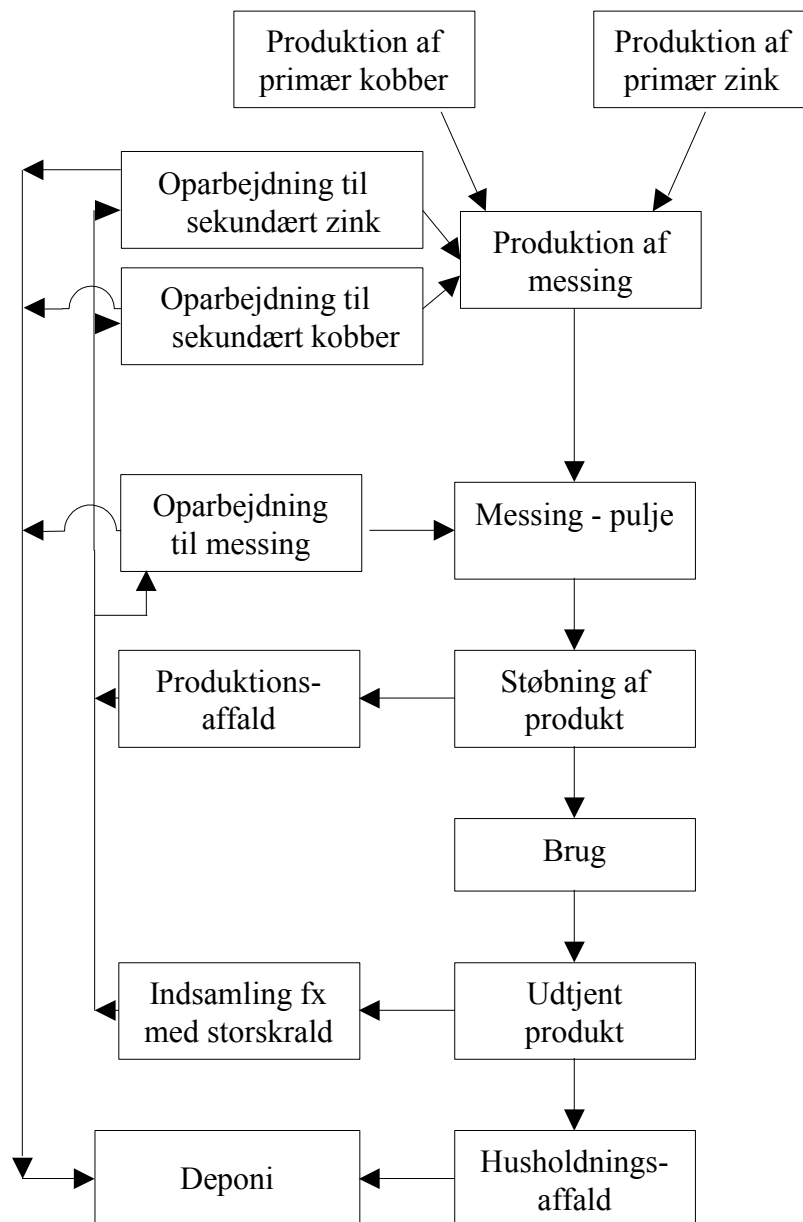
Livsforløbet for kobber i elektronikprodukter følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse, og dermed også i regnereglerne.

Kobber i kasserede elektriske og elektroniske produkter vil blive genvundet næsten 100%, under forudsætning af at produkterne indgår i etablerede genanvendelsessystemer. Hvor stor en del af forskellige elektriske og elektroniske produkter, der indsamles i praksis, vides ikke. Videncenteret for Affald har på deres hjemmeside (<http://www.affaldsinfo.dk/>) et overblik over den nyeste viden på området.

Oparbejdning af kobber i blandet elektronikskrot er – ligesom produktion af kobber fra malm - en kompleks proces med mange trin, der sigter mod at udnytte indholdet af metaller bedst muligt. I en detaljeret livscyklusvurdering skal der tages hensyn til dannelse af procesaffald og dets videre skæbne på hvert trin. Det skal endvidere overvejes, hvordan der kan foretages en systemudvidelse, der tager hensyn til de mange samprodukter i form af andre metaller og energi. Det ligger udenfor denne vejlednings rammer at beskrive dette, men i Ayres *et al.* (2002) findes en detaljeret gennemgang af oparbejdning af kobber og andre metaller, der kan lægges til grund for en sådan beskrivelse.

7.8.3 Case: Kobber i messing

Der findes et meget stort antal kobberlegeringer, idet disse stort set kan "skræddersys" til at have de ønskede tekniske egenskaber. Mest anvendt er messing (hvor der anvendes op til 50% zink som legeringsmateriale) og bronze med tin som legeringsmateriale, men derudover findes også legeringer af kobber med nikkel, aluminium, mangan og sølv. Typiske kredsløb for messingprodukter er vist i Figur 9.



Figur 9. Typiske materialekredsløb for messingprodukter.

7.8.3.1 Produktion af messing

Messing til støbning og ekstrudering fremstilles ved blanding af kobber og zink i det ønskede forhold. Messing kan lige såvel fremstilles på basis af skrot med en sammensætning, der svarer nogenlunde til de ønskede specifikationer. Den endelige sammensætning justeres ved at tilsætte kobber eller zink. Urenheder i skrottet i form af jern, svovl, cadmium, fosfor og mangan kan fjernes ved oxidation,.

7.8.3.2 Færdigvareproduktion

Efter støbningen sker der ofte en maskinel bearbejdning af produkterne, hvorved der dannes "rent" messingaffald. Dette kan genanvendes internt som en del af den normale *charge*, idet man dog skal være opmærksom på, at der ved gentagne omsmeltninger er risiko for at zinken fordamper, og der sker en akkumulering af jern.

Hvis det ikke genanvendes internt, sælges det til oparbejdning, hvor det som nævnt ovenfor omsmeltes og tilsættes rent metal for at opnå den ønskede sammensætning. Energiforbruget til omsmelting af kobberlegeringer er ca. 7,7 MJ/kg (Jolly, 2001).

7.8.3.3 *Affaldsbehandling af messingprodukter*

Messingprodukter indsamles enten som erhvervsaffald, som storskrald eller som komponenter i sammensatte produkter. En mindre mængde kan også tænkes at ende i dagrenovationen, f.eks. i form af udtjente vandhaner, og vil efter affaldsforbrænding ende som restprodukt på deponi.

Hvis messingprodukterne umiddelbart kan identificeres som sådanne, vil de indgå i en af mange skrotkategorier, der videresælges til oparbejdning i udlandet. Indholdet af kobber er bestemmende for, hvor i produktionskæden oparbejdningen starter. Skrottet kan enten indgå sammen med matte i produktionen af blærekobber, eller blive omsmeltet direkte til nyt messing, der efter justering med rene metaller har en kendt sammensætning. I begge processer vil der ske et tab i form af metaller i slaggen. Der vil også være et vist tab af zink ved fordampning, men en stor del af dette vil blive opsamlet i filtre og sendt til oparbejdning på specialanlæg.

Hvis messingkomponenter indgår i sammensatte produkter, f.eks. som radiatorer i biler, skal de gennem en neddelingsproces, før de kan genanvendes. Da der sker et tab af alle materialer ved en shredding er det hensigtsmæssigt både ud fra en økonomisk og miljømæssig vinkel, hvis let-identificerbare komponenter først demonteres manuelt.

Messingprodukter, der bortskaffes med dagrenovationen, kan betragtes som tabte, idet det ikke er sandsynligt at der indenfor en overskuelig tidshorisont vil være motivation til at udnytte deponiers indhold af metaller til en kommerciel rentabel produktion.

7.8.3.4 *Grundscenarie*

Livsforløbet for messing følger i hovedtræk de principper, der ligger til grund for de overordnede regneregler. Der er en stærk teknisk kobling mellem de enkelte systemer til oparbejdning af materialerne i messing, og som udgangspunkt kan det antages, at en øget genanvendelse i Danmark ikke vil påvirke den eksisterende udbud og efterspørgsel efter sekundære materialer (Mulighed 1). I stedet vil det genvundne materiale erstatte tilsvarende materiale, produceret ud fra virgine ressourcer.

7.9 Datagrundlag

UMIP's LCA-database indeholder følgende data til beskrivelse af livscyklusforhold for kobber:

- Lakeret kobberledning for elektronik (82% primær kobber)
- Kobber, støbekvalitet (82% primær kobber). Findes både i termineret og ikke-termineret form.
- Kobber, elektrolytisk kvalitet (82% primær kobber)
- Kobber, skrot
- Kobber, primær, udstøbt

Alle de nævnte enhedsprocesser er karakteriseret som "ikke-færdige". Et hurtigt blik på grunddata indikerer, at de ikke er velegnede til at håndtere beregninger i forbindelse med systemudvidelse, specielt fordi der er taget udgangspunkt i en generel sammensætning af alle kobberkvaliteter på 82% primær og 18% sekundær kobber. En beregning vil således ikke kunne tage hensyn til de forskelle i miljøbelastninger, der er ved udvinding af ny kobber fra malm og oparbejdning af kobberskrot. Samtidig virker det, som om miljøbelastning/energiforbrug ved produktion af forskellige kvaliteter er undervurderet, i hvert fald i forhold til amerikanske oplysninger om samme. Der kan dog også være tale om teknologiske forskelle. Som en indikation af miljøbelastningen ved produktion af kobber på forskellig måde angives her amerikanske tal for energiforbrug (Jolly, 2001):

Omsmeltning af rent skrot:	1 kWh/kg (3,6 MJ/kg)
Produktion af nyt kobber:	30 kWh/kg (108 MJ/kg)
Stripning af kabler:	1,8 MJ/kg
Omsmeltning af Skrot Nr. 1:	4 MJ/kg
Genanvendelse af Skrot Nr. 2:	16,5 MJ/kg
Genanvendelse af andet skrot:	41,8 MJ/kg
Genanvendelse af messing:	7,7 MJ/kg (alle legeringer)

Det vurderes, at der er behov for flere og bedre data for at kunne gennemføre en LCA, hvori kobber indgår som et vigtigt materiale. Sådanne data kan i første omgang skaffes fra eksterne datakilder. For eksempel har det finske miljøinstitut offentliggjort en LCI/LCIA¹⁰ af finsk metalproduktion, hvori indgår en opgørelse af fremstilling af halvfabrikata af kobber (plader o.l.) ud fra malm (Seppelä *et al.*, 2002). Artiklen viser at der til halvfabrikata medgår et energiforbrug på 41,9 MJ/kg. Dette er noget mere end UMIP's værdi på ca. 27 MJ, der fremkommer ved en omregning til produktion af 100% primært kobber. På den anden side er det noget mindre end de 30 kWh/kg (108 MJ/kg), som medgår ifølge den amerikanske undersøgelse.

Den schweiziske ECO-Invent database indeholder også et antal (aggregerede) data for kobberproduktion (www.ecoinvent.com). Disse tal er af forholdsvis ny dato, og dækker europæisk og global produktion af kobber. Data er noget summarisk dokumenteret og det er vanskeligt at vurdere, hvor repræsentative de er.

7.10 Konklusioner

Kobber er et materiale, der kan genvindes stort set uanset hvilken type produkt, det indgår i. På grund af den relativt høje værdi af både primær kobber og kobberskrot findes der overalt i verden effektive produktions- og oparbejdningssystemer, der sikrer at kobber købes og sælges på et åbent marked. Dall *et al* (2003) skønner, at der er et ekstra potentiale for genanvendelse af kobber i dansk affald på 2.200 ton (ca. 8%) i forhold til den nuværende situation. Dette skøn er baseret på en antagelse om, at 50% af den mængde, der deponeres, og 80% af den mængde, der går til forbrænding, kan indsamles til genanvendelse.

¹⁰ LCI (Life Cycle Inventory) er resultatet af en opgørelse af udvekslinger med miljøet i et livscyklusperspektiv. LCIA (Life Cycle Impact Assessment) er en vurdering af, hvordan udvekslingerne bidrager til (udvalgte) miljøbelastninger ("påvirkningskategorier").

Det vurderes, at prissætningen på kobber gør, at ingen producenter køber kobber, der er af en bedre kvalitet end nødvendigt. På den anden side betyder alment accepterede kvalitetskrav også, at ingen producenter anvender kobber af en dårligere kvalitet end specifikationerne kræver. Der er således ikke en signifikant miljøgevinst at hente på dette område.

En mulighed for at reducere miljøbelastningen fra brug af kobber ligger måske i at producere så rent skrot som muligt, for eksempel ved at undgå sammenblanding af rent kabelskrot med skrot fra ikke-elektriske produkter. På denne måde kan man måske undgå et unødvendigt energi- og kemikalieforbrug til elektrolytisk raffinering af skrot, der i realiteten ikke behøver denne behandling.

Det eksisterende datagrundlag for kobber, blandt andet i UMIP-databasen, er ikke særlig egnet til anvendelse i beregninger af konsekvenserne af en øget genanvendelse af kobber, og der er derfor behov for en indsamling og bearbejdning af miljøinformationer for danske og internationale kobberprocesser. Repræsentative informationer kan måske findes i andre LCA-databaser, men det har ikke været muligt at gennemføre en vurdering af de potentielle datakilder indenfor rammerne af denne vejledning.

8 Plast

Plast er en fælles betegnelse for en lang række materialer med vidt forskellige egenskaber. Grundlæggende kan man opdele plast i to overordnede kategorier, nemlig termoplast og hærdeplast. I Europa udgør termoplast ca. 80% af forbruget, mens hærdeplast tegner sig for de resterende 20%.

Termoplast bliver plastisk (smelter) når det tilføres varme. Ved afkøling bliver det igen fast. Processen kan gentages mange gange, hvilket kan udnyttes i forarbejdningen, hvor materialerne opvarmes, formes og afkøles. Tilsvarende kan affald og gamle produkter smeltes og genanvendes.

Termoplast kan inddeles i følgende typer:

- LDPE (low density polyethylene) (f.eks. krympefolier, bæreposer, rør, legetøj)
- HDPE (high density polyethylene) (f.eks. rør til naturgas, flasker, dunke og kasser)
- EPS (ekspanderet polystyren) (f.eks. bakker og kasser til kød, frugt og grønt, elektriske apparater, isolering)
- PP (polypropylen) (f.eks. plastfilm, batterikasser, beholdere til mikrobølgeovne, låg, flasker, kapsler og æsker)
- PET (polyethylenterephthalat) (f.eks. flasker, tekstilfibe, film til fødevarer)
- PS (polystyren) (f.eks. bakker og bægge til kød og mejeriprodukter)
- PVC (polyvinylchlorid) kan opdeles i hård og blød PVC:
 - Hård PVC anvendes f.eks. til vinduesrammer, tagrender, kloakrør og kabinetter til elektriske og elektroniske apparater
 - Blød PVC anvendes f.eks. til kabler samt emballage
- ABS/SAN (styren co-polymerer (acrylonitril-butadien-styren; styren-acrylonitril)) (f.eks. kabinetter til elektriske og elektroniske apparater)
- PC (polycarbonat) (f.eks. kabinetter til elektriske og elektroniske apparater)
- PMMA (polymethylmethacrylat) (gennemsigtige plastplader, elektriske isolatorer, bilkomponenter)
- PA (polyamid ("nylon")) (film til fødevarer, tekstilfibre, temperaturkrævende anvendelser)
- Anden plast

I modsætning til termoplast kan hærdeplast ikke smeltes efter formgivning og hærkning. Det skyldes, at den endelige polymerisation sker under hærkningen og at polymerisationen for disse materialer fører til dannelse af meget store tredimensionale netværksstrukturer.

Hærdeplast kan groft inddeles i følgende typer:

- Melaminplast (f.eks. flere køkkenartikler)
- Umættet polyester (indgår f.eks. i bådskrog og møllevinger)
- Polyurethan (f.eks. i skumgummi, isolering, styrthjelme mm.)

- Phenolplast

De forskellige plasttyper bliver ofte tilsat en række stoffer, dels for at lette forarbejdningen, dels for at forbedre egenskaberne i det færdige produkt. De vigtigste tilsætningsstoffer tilhører følgende grupper:

- Armeringsstoffer, f.eks. glas- og kulfiber, giver materialet større styrke.
- Blødgørere gør stive materialer bøjelige.
- Pigmenter giver farve.
- Stabilisatorer giver holdbarhed mod bl.a. ultraviolet lys og termisk nedbrydning.
- Antistatika modvirker statisk elektricitet.
- Brandhæmmende midler.
- Fyldstoffer (bl.a. kalk og dolomit)

De fleste plasttyper skal holdes adskilt for at kunne genanvendes. Herudover mindsker tilsætningsstofferne ofte genanvendelsesmulighederne da det kan være vanskeligt både økonomisk og teknisk at separere plasttyper med forskellige indholdsstoffer.

8.1 Væsentlige miljøbelastninger

Plast er blandt andet interessant ud fra en miljømæssig vinkel af følgende årsager:

- Mange plasttyper er relativt ressourcekrævende at fremstille, målt per kg. produceret plast. Råolie og naturgas er ofte den vigtigste råvare
- En stor del af de indgående ressourcer findes i det færdige produkt som "feedstock"¹¹, der kan materialegenvindes eller udnyttes til at producere energi ved forbrænding
- Plast, der er bygget op med chlor og brom som integrerede byggesten i polymeren (f.eks. PVC og PVDC), eller med tilsætning af chlor og brom som additiver (f.eks. som flammehæmmere), er ikke egnede til at blive bortskaffet ved forbrænding
- De mange forskellige typer af plast - ofte i modificeret form - anvendes til et utal af produkter, hvilket gør det vanskeligt at indsamle "rene" fraktioner

8.2 Markedet for plast

8.2.1 Europæisk forbrug

Det europæiske marked for plast kan analyseres på baggrund af information fra den europæiske sammenslutning af plastproducenter, APME, der omfatter en meget stor del af aktørerne på markedet.

I 2002 er forbruget af termoplast i Vesteuropa opgjort til i alt 37.363.000 ton, med følgende fordeling på de mest almindelige plasttyper (APME, 2003):

¹¹ *Feedstock* er den andel af de tilførte råvarer, der kan genfindes i det færdige (plast)produkt eller som er tabt som materialetab ved spild undervejs. *Fuel* er den del af de tilførte råvarer, der anvendes til at producere den energi, der er nødvendig i produktionsprocessen.

• LDPE/LLDPE:	7.935 KT (kiloton)
• HDPE:	5.269 KT
• PP:	7.805 KT
• PVC:	5.792 KT (både hård og blød PVC)
• PS/EPS:	3.013 KT
• PET:	3.234 KT
• PA:	1.399 KT
• ABS/SAN:	788 KT
• PC:	446 KT

Det samlede marked for termoplastiske materialer steg med cirka 9 % i perioden fra 2000 til 2002. PP og PE stod for de største stigninger, mens markedet for PVC var "fladt" i perioden.

Forbruget af hærdeplast i Vesteuropa udgjorde i 2002 i alt 10.287.000 ton, fordelt på følgende måde på de mest almindelige hærdeplastyper:

• Polyurethan (PUR):	2.394 KT
• Epoxy:	400 KT
• Phenolplast:	972 KT
• Umættet polyester:	471 KT

8.2.2 Dansk forbrug

Der findes ikke sikre statistiske opgørelser over det danske forbrug af plast. De mest detaljerede opgørelser omhandler emballageplast (Jacobsen (2002), Ottosen (2002)), men i disse opgørelser indgår ikke plast til andre anvendelser.

Det samlede danske forbrug af plast var i 2000 og 2001 henholdsvis 604.000 og 568.000 ton, hvoraf noget videreeksporteres i færdige produkter (APME (2002), APME (2003)). Dall (2003) har på baggrund af den samlede mængde og en fordeling på plasttyper, der svarer til det europæiske gennemsnit beregnet det danske forbrug af de mest almindelige plasttyper i 2000 til:

• PE:	164.000 ton
• PP:	92.000 ton
• PVC:	75.000 ton
• PS/EPS:	40.100 ton
• PET:	40.600 ton
• Øvrig termoplast:	56.000 ton
• Hærdeplast:	136.000 ton

Det bemærkes, at denne beregning med stor sandsynlig overvurderer forbruget af PVC i Danmark, idet det danske forbrug af PVC er reguleret på en række områder.

8.2.3 Markedet for sekundært plast

Mekanisk genanvendelse af plast sker i altovervejende grad af termoplast, idet hærdeplast ikke har en molekylestruktur, der giver mulighed for omsmelting og oparbejdning.

APME (2002) opgør mængden af plast, der i Europa blev mekanisk genvundet i 2001 til 2.521.000 ton, hvoraf 298.000 ton blev eksporteret til lande udenfor Europa, fortrinsvis i Asien. Ifølge APME sker der en stor udveksling af plastaffald i forskellige kvaliteter over landegrænserne i Europa. Det overordnede billede er således, at plastaffaldet ikke nødvendigvis oparbejdes i samme land, hvor det bliver produceret som affald. England, Tyskland og Frankrig eksporterer hver mere end 25.000 ton plastaffald til ikke-EU lande. Det samme gør sig gældende for genvundet plastgranulat.

Ifølge APME importerer Danmark mellem 5 og 15.000 ton plastaffald til oparbejdning fra Tyskland, mens vi eksporterer lignende mængder oparbejdet granulat til både England og Holland.

Det kan ikke lade sig gøre at opstille et mere detaljeret billede af markedet på baggrund af APME's oplysninger, men det bemærkes, at APME peger på, at stadig større mængder eksporteres til ikke-EU lande, fordi det er muligt at opnå økonomiske attraktive handler udenfor EU.

Markedet for plastaffald må i øvrigt karakteriseres som fragmenteret, idet der ikke finder en central prissætning sted på veletablerede børser, således som det er tilfældet for metaller og metalkrot. I stedet sker handelen formodentlig på *ad-hoc* basis, hvor affaldsproducenten (f.eks. den plastforbrugende virksomhed) og plastgenvinderen knytter direkte kontakt til aftageren. Det er derfor meget vanskeligt at give en vurdering af, om det samlede udbud og den samlede efterspørgsel på verdensplan er stigende eller faldende.

I USA er der dannet et debatforum, *Stakeholder Dialogues*, hvor genanvendelse af konstruktionsplast i elektronik diskuteres. Dette forum beskrev i maj 2003 de udfordringer, som industrien skal løse, således:

- Der er behov for større volumina af materialer for at sikre vækst i infrastruktur og en kost-effektiv og regional oparbejdning af plast
- Tilvejebringelse af materialer skal matches med efterspørgslen på globalt niveau
- Der skal udvikles markeder (og markedsaccept) for høj-værdi materialer såvel som anvendelsesområder for blandet plast

Som et første skridt er der udviklet såkaldte *Recycled Material Guidelines* for plast fra elektronikskrot (Stakeholder Dialogues, 2003). Disse *guidelines* er konstrueret som en matrix, der adskiller materialer i forhold til deres kvalitet og deres kilder (produktionsaffald eller affald fra udtjente produkter). Den laveste kvalitetsgrad tildeles løs plast, efterfulgt af opballet, neddelte (shredded) plast og rent granulat. Hver af disse kategorier er underinddelt i blandet plast, plast fra TV/computere og specifikke plasttyper (f.eks. ABS, HIPS, PC, ABS/PC). Endelig er hver kvalitet karakteriseret med hensyn til vægt, farve, plasttype og forureninger i form af flammehæmmere, metaller, laminering, maling og jord. Formålet med disse *Guidelines* er at sikre, at en køber af sekundært plast kan definere sine krav til plasten, mens en sælger kan fortælle om sit produkts egenskaber i de samme termer. Markedet vil dog stadig være fragmenteret, idet kontakten sker direkte mellem køber og sælger og ikke via en børs, således som det kendes for mange metaller.

8.3 Produktionsprocesser for plast

8.3.1 Produktion af primær plast

Der findes mange – måske mere end 100 – forskellige plasttyper, der hver især har forskellige krav til udgangsstoffer og procesbetingelser. Organisationen PlasticsEurope (tidligere APME) har udarbejdet ”vugge-til-port” LCA data for de mest gængse plasttyper, der kan downloades fra deres hjemmeside www.plasticseurope.org.

Overordnet er det karakteristisk, at de basale råvarer, råolie naturgas og eventuelt andre, efter en række forarbejdningsstrin bliver polymeriseret til det færdige plastmateriale i form af granulat. Granulatet er den typiske handelsvare, der efter en eventuel yderligere behandling (compoundering) gøres flydende (”plastisk”) ved varmepåvirkning og formgives til færdige produkter.

8.3.2 Produktion af sekundær plast som regranulat

I modsætning til produktion af primær plast er oparbejdning til sekundær plast forholdsvis ensartet for de mest almindelige plasttyper. Folier og tyndvæggede emballager gennemgår en serie trin, typisk shredding (mekanisk neddeling), vask, synke/flyde-separation og tørring, hvorefter det smeltes i en ekstruder og granuleres. Da smeltningen kræver varme, er det en termisk proces. Til bakker, rør og anden tykvægget plast benyttes en mekanisk regranulering, evt. efter forudgående vask. Endelig anvender man i udlandet undertiden en teknologi, hvor platen opløses i, raffineres og udkondenseres fra et opløsningsmiddel.

- Polyethylen (PE) oparbejdes både mekanisk og termisk. Ved den mekaniske proces kan regranulatet bruges i mængder på f.eks. 10% som tilsætning til primært materiale. Denne mulighed udnyttes først og fremmest ved intern genanvendelse på plastforarbejdende virksomheder, men kan også anvendes ved ekstern genanvendelse af ensartede materialefraktioner til f.eks. affaldssække. Ved den termiske proces anvendes granulatet til f.eks. blæsestøbning af flasker eller til folie. TÜV Rheinland (1999) peger på, at det sekundære granulat kun behøver at blive blandet med små mængder virgin plast, når det drejer sig om flasker til gødning, mens det ved blæsestøbning af flasker til rengøring kun kan bruges som et mellemlag på grund af lav kvalitet.
- Polypropylen (PP) kan oparbejdes på samme måde som PE. Det er også muligt at blande PE og PP affald. Ved fremstilling af plastpæle neddeles den blandede plast og renses for urenheder i form af snavs og andre materialer i form af emballage og metaller. Det neddelte materiale kan ekstruderes med tilsætning af en farvebatch og efterfølgende støbes til plastpæle (TÜV Rheinland, 1999). Det bemærkes, at den genanvendte plast i sådanne tilfælde ikke erstatter primær plast, men træ eller beton, der typisk vil være det almindelige materialevalg til disse typer af produkter.
- Ekspanderet polystyren (EPS) kan genanvendes ved at blive neddelt og anvendt som løsfyld eller som tilsætning til virgin plast ved støbning af ny emballage eller forbrugerprodukter som videokassetter og potteplanter. Neddelt EPS kan også blandes med cement og bruges ved støbning af swimming pools og flade tage (EPS Recycling International (<http://www.epsrecycling.org/pages/recycle4.html>)). Endelig anvendes

neddelt plast som jordløsningsmiddel i gartnerier, men her kan det i høj grad diskuteres om der er tale om genanvendelse.

- Polystyren (PS) kan principielt oparbejdes ved en termisk proces på samme måde som PE og PP. Anvendelsesområderne for sekundært granulat er de samme som for ekspanderet polystyren.
- Polyethylenterephthalat (PET) oparbejdes på stort set samme måde som PE og PP. Hvis PET-affaldet stammer fra emballage (flasker) vil det ofte være nødvendigt at fjerne etiketter ved hjælp af en ekstra vaskeproces, hvor limen opløses ved hjælp af damp. PET'en adskilles fra andre plastmaterialer (f.eks. PE eller PP i kapsler) ved flydeseperation, hvorefter det tørres og neddeles. Det neddelte materiale kan eventuelt oparbejdes/homogeniseres ved tilsætning af en masterbatch i en ekstruderingsproces, hvorefter det kan anvendes til f.eks. fleece-fibre, rygsække, sko, tæpper eller emballageprodukter.
- PVC oparbejdes ligeledes på samme måde som PE og PP, men man må her skelne mellem hård og blød PVC, hvor især den hårde regranuleres mekanisk via indsamling gennem den såkaldte WUPPI ordning. For blød PVC er de miljøskadelige blødgørere, stabilisatorer og flammehæmmere, som tidligere anvendtes, et problem, og feedstock recycling¹², der nedbryder eller udskiller disse stoffer, kan være at foretrække. I sydeuropa genvindes blød PVC ved den såkaldte opløsningsmiddel-baserede Vinyloop proces (<http://www.vinyloop.com/>).

I Danmark er der en række (omkring 25) virksomheder, der beskæftiger sig med indsamling og/eller oparbejdning af plast. Det har ikke været muligt indenfor de budget- og tidsmæssige rammer for udarbejdelsen af vejledningen at kortlægge markedet nærmere. Det er dog klart, at kun en mindre del af den indsamlede plast rent faktisk oparbejdes i Danmark, mens langt den største del eksporteres til Syd-øst Asien. Til gengæld importeres der også indsamlet plast til Danmark. Denne bliver enten oparbejdet i Danmark, typisk de reneste fraktioner, eller reeksporteret til udlandet, primært Asien. De plasttyper, der håndteres af danske aktører er først og fremmest PE og PP, men der sker formodentlig også en mindre genanvendelse af opskummet PS.

8.3.3 Feedstock recycling

I en mekanisk genanvendelsesproces bevares plastens molekylestruktur i stort set uændret form. I modsætning hertil sker der ved feedstock genanvendelse en de-polymerisering, hvorved der fremkommer nogle råvarer, der langt hen ad vejen svarer til dem, der blev anvendt ved produktionen af den primære plast, eller som kan substituere disse råvarer i forskellige anvendelser.

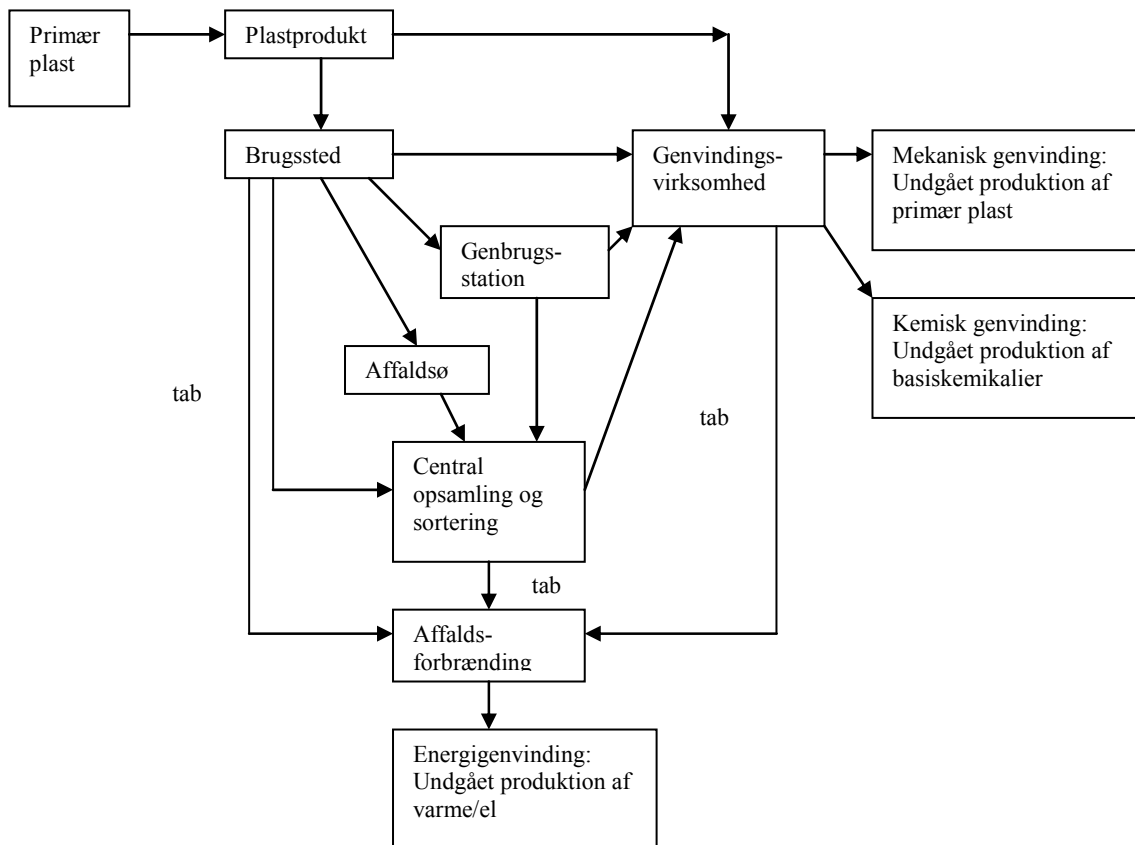
De genanvendelsesprocesser der anvendes ved feedstock recycling, er væsentlig mere komplekse end de, der anvendes ved regranulering, og vil ikke blive beskrevet her. I stedet henvises der til ældre – og måske lidt forældede – litteraturbeskrivelser, først og fremmest Heyde og Kremer (1999) og – mere kortfattet – APME/VKE (1997) og TÜV Rheinland (1999). Det understreges dog, at eksemplerne i disse rapporter kun er eksempler, og at andre oparbejdningsprocesser kan være lige så sandsynlige i fremtiden. F.eks. er RGS90 herhjemme ved at udvikle en teknologi til behandling af blandet

¹² *Feedstock recycling* er en proces, hvor plast depolymeriseres til raffinaderiprodukter, der kan erstatte primære energiråvarer som olie og naturgas i industrielle processer.

(blød) PVC affald, der nedbrydes til olie, et kokslignende produkt og salt. Det kokslignende produkt og sekundært affald¹³ fra processen udnyttes til produktion af et sandblæsningsmiddel. Processen er udviklet med støtte fra EU Life, men det er endnu for tidligt at udnytte processen kommercielt.

8.4 Materialestrømme

Det samlede system for produktion, brug, genanvendelse og bortskaffelse af plast kan groft sammenfattes som i Figur 10:



Figur 10. De væsentligste materialestrømme for plast og plastaffald. Efter Frees, 2002.

Figuren viser blandt andet, at indsamlingen af plastaffald kan foregå på forskellig måde. Produktionsspild vil blive genanvendt internt eller gå direkte fra affaldsproducenten til oparbejderen, eventuelt via en affaldsbehandler. Plast i kasserede produkter vil gå via et eller flere indsamlingsled, før det ender hos genanvendelsesvirksomheden eller i et forbrændingsanlæg. Transporten er i reglen af mindre miljømæssig betydning sammenlignet med det øvrige livsforløb for plasten, men kan være en vigtig parameter i det samlede billede, hvis oparbejdningen finder sted i Østen.

Figuren viser også de tre vigtigste bortskaffelsesveje for plastmaterialer og -produkter:

- Mekanisk genanvendelse, hvor materialet efterfølgende kan (gen)anvendes til samme formål som primær plast

¹³ Sekundært affald er det affald, der er tilbage efter oparbejdning af det oprindelige affald.

- Kemisk genanvendelse (*feedstock recycling*), hvor plastmaterialet depolymeriseres til råvarer og basiskemikalier med egenskaber, der f.eks. svarer til olie.
- Forbrænding med energigenvinding, hvor den producerede energi erstatter varme og elektricitet, der ellers skal produceres ved hjælp af fossile eller vedvarende energikilder.

Den fjerde overordnede bortskaffelsesmåde, deponering, er i princippet kun relevant for halogenholdige plastmaterialer og er ikke vist i figuren. Det skal dog bemærkes, at plastprodukter, der shreds sammen med andre materialer, også må forventes at blive deponeret, idet shredderaffaldets sammensætning gør, at det generelt ikke er forbrændingseget.

Figuren viser heller ikke, at der for hver af de tre primære bortskaffelsesveje vil være en del af det indsamlede materiale, der bortskaffes via en eller flere af de andre veje. Ved mekanisk genanvendelse vil der således også være en mindre fraktion, der forbrændes eller eventuelt deponeres sammen med diverse forureninger i det indsamlede plast. Ved kemisk genanvendelse til basiskemikalier kan der være en samproduktion af elektricitet og/eller varme, ligesom der dannes et restprodukt, der skal deponeres/genanvendes. Endelig vil der ved forbrænding med energigenvinding dannes slagge og aske, der skal deponeres eller genanvendes.

8.5 Konsekvensanalyse

På grund af den meget heterogene sammensætning af materialegruppen "plast" kan der ikke gives en ensartet og simpel beskrivelse af, hvordan forskellige materialekredsløb hænger sammen – eller kan bringes til at hænge sammen. Det kan dog anbefales at bruge Mulighed 1 i afsnit 5.1 i de tilfælde, hvor den indsamlede plastfraktion vil indgå i et veletableret kredsløb sammen med andre fraktioner med tilsvarende specifikationer.

I praksis vil konsekvensen af at ændre bortskaffelsen af en given plastaffaldsfraktion være afhængig af en række parametre, der varierer fra plastmateriale til plastmateriale og fra et plastprodukt til et andet:

- Indsamlingsrate, d.v.s. hvor stor en andel af et produkt kan forventes at blive indsamlet som følge af et givet initiativ
- Lødighedstab, d.v.s. hvor stor en del af plastens egenskaber ødelægges ved en given oparbejdningsmetode
- Materialetab, d.v.s. hvor meget af det indsamlede materiale "tabes" undervejs

Set ud fra et affaldshierarkisk synspunkt er mekanisk eller kemisk genanvendelse at foretrække. Der kan ved disse processer imidlertid være både materiale- og lødighedstab, ligesom indsamlingsraten ofte er lav. Dette gælder især for uensartede og sammensatte produkter, hvor sortering i rene fraktioner kan være vanskelig. Der peges derfor ofte fra plastproducenternes side på, at forbrænding med energigenvinding er en hensigtsmæssig måde til at bortskaffe især blandet plastaffald. Forbrænding med energigenvinding kan ligeledes være en hensigtsmæssig bortskaffelsesmåde for husholdningsplastemballager der har indeholdt fedt- eller olieholdige produkter (Frees, 2002).

En sammenligning af forskellige former for bortskaffelse er således udfordrende, fordi der er mange ubekendte faktorer, der skal tages hensyn til. I de følgende afsnit om lødigheds- og materialetab samt i vejledningens eksempler gives der et første bud på, hvordan nogle af disse usikkerheder kan håndteres. Det understreges imidlertid, at der generelt vil være et behov for at få udgangspunktet for en sammenligning bekræftet, for eksempel gennem kontakt til de mange aktører, der vil blive aktiveret som følge af et initiativ. Her skal peges på de mest almindelige aktører, men der kan også være behov for specialistviden på andre områder:

- Indsamleren: Hvilke aktiviteter er nødvendige for at indsamle en given fraktion, og hvor stor en andel forventes at blive resultatet?
- Oparbejder: Hvilke aktiviteter er nødvendige for at kunne afsætte en given fraktion, og hvordan vurderes markedet for sekundært granulat at være i fremtiden?
- Anvenderen: Hvilke krav stilles det til det genvundne materiale, og hvordan vurderes afsætningsmulighederne for produkter af genvundet materiale at være i fremtiden?

Med andre ord skal der som udgangspunkt for en sådan vurdering opstilles systemgrænser, der er tilpas snævre til at være realistiske. Der er således en stor risiko for at få "forkerte" resultater, hvis systemgrænserne er for bredt defineret, f.eks. "indsamling og oparbejdning af plastmaterialer fra elektriske og elektroniske produkter". Samtidigt skal man være opmærksom på, at plastmaterialer spiller en rolle i mange systemer, og at der derfor er behov for at gennemføre en vurdering, hvor der tages hensyn til at en øget materialelegenanvendelsesprocent generelt vil medføre en mindre energigenvinding og dermed et øget behov for energiproduktion ved hjælp af andre energikilder end (plast)affald.

8.6 Lødighedstab

Lødighedstabet for plast afhænger dels af, hvor godt man kan udsortere plastaffaldet i rene fraktioner, og af den givne anvendelse af det sekundære plast. Hvis det anvendes som tilsætning/supplement til primær plast behøver der ikke være tale om et lødighedstab, idet mængden, der tilsættes, kan justeres i forhold til de tekniske krav til det færdige produkt. Hvis det sekundære materiale anvendes "rent", vil det i visse anvendelser have tilstrækkeligt gode egenskaber til at erstatte primær plast, som f.eks. ved produktion af flasker til gødning og visse typer af emballageplast.

I andre tilfælde, som f.eks. ved produktion af affaldssække af polyethylen, er det nødvendigt at bruge mere materiale for at opnå den samme træk- og brudstyrke. En konservativ vurdering er, at det er nødvendigt at bruge 20% ekstra sekundært materiale for at opnå den samme funktionalitet hos produkterne, og denne procentsats foreslås anvendt, hvis man ikke har præcist kendskab til den kommende anvendelse af det sekundære granulat og de dertil hørende tekniske krav. Den relativt store variation i lødighedstab (0-20%) bør i øvrigt medføre, at anvendelsen af den regenererede plast er et centralt element i systembeskrivelsen, da forskellen i de fleste tilfælde også vil blive afspejlet i resultaterne.

Blandet plastaffald, der ikke udsorteres ordentligt i fraktioner eller ikke kan rengøres ordentligt, kan skabe et meget højt lødighedstab i genanvendelses-

produkterne. Dette skyldes, at plast er følsom for at få fremmede organiske stoffer blandet ind i polymerkæderne. Eksempler på produkter med et stort lødighedstab er havebænke og -stole samt paller, der er fremstillet ud fra blandede plastfraktioner. I mange tilfælde ville det have været en bedre idé at brænde plasten eller lave feedstock recycling (Mølgård, 1995).

8.7 Materialetab

Tabet ved oparbejdning af plast afhænger først og fremmest af affaldsfraktionens renhed, idet tilsmudsning og/eller tilstedeværelse af andre materialer betyder, at en del af den fraktion, der søges oparbejdet, vil blive kasseret undervejs i processen. Som et eksempel har man ved genanvendelse af PET-flasker i Schweiz et udbytte på 97% af det indsamlede affald (<http://www.petrecycling.ch/all/frameset.cfm>). Som et andet eksempel kan nævnes, at oparbejdning af LD-PE folie og PP-flasker i Danmark giver et produktionstab på 7,4% (Frees, 2002).

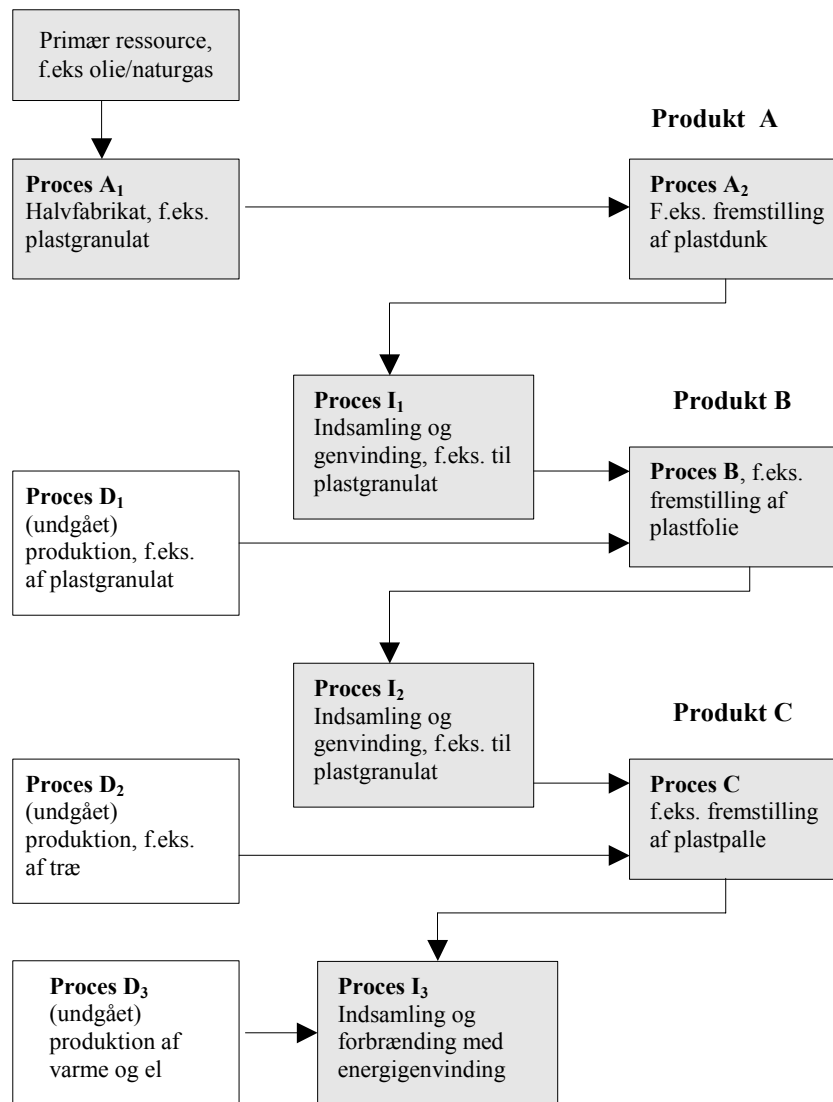
Disse tal vurderes at være repræsentative for ensartede fraktioner af de pågældende materialer og vil således kunne indgå i lignende beregninger. For affaldsfraktioner, der er mere forurenedede, foreslås det at anvende 10% materialetab i beregningerne.

Det skal dog understreges, at de foreslåede værdier for lødigheds- og materialetab er grove estimater, som det bør forsøges at præcisere under hensyntagen til praktiske erfaringer fra både indsamlings- og oparbejdningssystemer såvel som materialeteknologiske undersøgelser.

8.8 Eksempler

8.8.1 Case – kaskadeanvendelse af plast

Det følgende eksempel illustrerer, hvordan systemudvidelse håndteres, når der er tale om en række af produkter, hvor udgangsmaterialet (virgin plast) indsamles og oparbejdes til "nye" produkter.



Figur 11. Kaskadeanvendelse af plast i forskellige produkter. Rastede kasser er det, "synlige" system, mens de øvrige kasser er de tilgrænsende systemer, der berøres af ændringer i det synlige system.

8.8.1.1 Konsekvensanalyse

Kort beskrevet viser Figur 11, hvordan der først produceres et produkt – en plastdunk – af primær plast (Proces A₁ og Proces A₂). Plastdunkene indsamles efter brug og oparbejdes til sekundært plastgranulat (Proces I₁), der bruges til fremstilling af plastfolie (Proces B). Herved undgås produktion af primær plast, der ellers ville have været nødvendig for at fremstille plastfolien (Proces D₁). Plastfolien indsamles og der sker på ny en oparbejdning til plastgranulat (Proces I₂). I eksemplet anvendes det sekundære granulat til produktion af en plastpalle (Proces C). Plastpallen kan med rimelighed antages at erstatte en træpalle (Proces D₂), idet det ikke er økonomisk rentabelt at producere plastpaller af virgin plast. Afslutningsvis indsamles plastpallerne, når de ikke længere opfylder deres funktion, og forbrændes med energigenvinding (Proces I₃). Herved undgås konventionel produktion af varme og el (Proces D₃).

8.8.1.2 Grundscenarie

Det regnemæssige udgangspunkt er, at genvundet materiale fra et produkt antages at erstatte jomfrueligt materiale af samme type (Mulighed 1 i afsnit 5.1), kombineret med Mulighed 4, hvor det er et andet marked (for træ), der

påvirkes. Her skal det altså overvejes, hvilken skæbne – og dermed miljømæssig belastning – det træ, der ikke bliver anvendt til bænke, får i stedet.

Baggrunden for valget af Mulighed 1 er, at markedet for genbrugsplast af denne type (PE/PP) vurderes til at være så velfungerende internationalt, at der er afsætningsmuligheder for stort set alt plast, der kan indsamles i så rene fraktioner, at oparbejdningen kan gennemføres uden tekniske problemer. På systemniveau svarer beregningerne således i store træk til eksemplet i Kapitel 4.

Hvis denne markedsvurdering også vurderes at holde i en konkret vurdering, er det ikke nødvendigt at lave en følsomhedsanalyse på dette område. Det skal dog pointeres, at netop markedsvurdering og tilhørende konsekvensanalyse er et centralt element i livscyklusvurderinger for denne type materialer/produkter.

8.8.1.3 Lødighedstab

Hver gang plasten i eksemplet forarbejdes, mister den en del af sine tekniske egenskaber. Der kan ikke gives generelle retningslinier for, hvor stor del af de tekniske egenskaber, der går tabt.

Som udgangspunkt i en vurdering anbefales det at regne konservativt med et lødighedstab på 20%. I det ovenstående eksempel betyder dette, at 1 kg regranulat til produktion af plastfolie erstatter 0,8 kg virgin plast. Hvis der ikke er særlige krav til træk- og brudstyrke af plastfolien, f.eks. fordi den primære eller eneste funktion er afdækning af områder, hvor der ikke forekommer mekanisk belastning, er det dog en rimelig antagelse at primær og sekundær plast kan substituere hinanden i forholdet 1:1. Man skal derfor være opmærksom på, om der er tale om produktionstekniske begrænsninger, der kan betyde at det ikke er muligt at ekstrudere folie med den samme (tynde) godstykkelse, når råvaren er sekundær plast.

Ved produktion af plastpaller er der ikke tale om, at det sekundære plastgranulat erstatter primær plast. Det er derfor heller ikke relevant at kompensere for et eventuelt lødighedstab i denne forbindelse, idét det er et andet materiale (træ) der fortrænges. Dog er baggrunden for denne alternative genanvendelse et stort lødighedstab, og hvis man designede en palle fremstillet af primær plast ville man antageligt kunne nøjes med en væsentlig mindre mængde.

8.8.1.4 Materialetab

I hver for- og oparbejdningsproces sker der et tab af materiale. I selve forarbejdningsprocessen er tabet oftest minimalt, idét det består af spild ved start og afslutning af en serie samt eventuelt produktion af emner med fejl. I de fleste virksomheder vil dette spild blive genanvendt internt efter opkværning, idét det generelt er muligt at tilsætte 10% regranulat uden væsentligt tab af materialeegenskaber.

Ved oparbejdning af en indsamlet fraktion, der har været gennem en brugsfase, er tabet imidlertid signifikant. Frees (2002) har opgjort tabet ved oparbejdning af PE på en dansk virksomhed til ca. 7,5%, og denne tabsprocent anbefales anvendt, med mindre mere præcise oplysninger er tilgængelige. Det tabte materiale skal bortskaffes som affald, og her anbefales

det for plastaffald at regne med, at bortskaffelsen sker som forbrænding med energigenvinding.

Når lødigheds- og materialetab kombineres, bliver resultatet at der skal mere sekundær plast til at substituere primær plast for at få dækket den samme funktion. Eksempelvis er der med et anslået lødighedstab på 20% og et materialetab på 7,5% behov for at indsamle $1/(0,8*0,925)$ kg plast til oparbejdning, svarende til 1,35 kg for at kunne erstatte 1 kg virgin plast.

8.8.2 Case – plast i elektriske og elektroniske apparater

Plast er en væsentlig bestanddel i de fleste elektriske og elektroniske produkter. På grund af forskellige tekniske krav anvendes generelt plast af høj kvalitet som for eksempel polycarbonat (PC) og styren-baserede co-polymerer som ABS og SAN, men også PVC anvendes i mange produkter. Til printplader anvendes der hærdeplast som epoxy og phenol-formaldehyd, eventuelt med tilsætning af brandhæmmende stoffer.

8.8.2.1 Konsekvensanalyse

Det er et generelt og velkendt fænomen, at der anvendes flere forskellige plasttyper i det samme produkt. Det er også velkendt, at det ikke umiddelbart er muligt at skelne mellem de forskellige plasttyper uden at anvende forholdsvis avanceret teknologi. Genanvendelse af plast fra elektriske og elektroniske apparater er derfor væsentligt vanskeligere end genanvendelse af ensartede produkter, der er fremstillet af et enkelt plastmateriale. For at få et så stort udbytte som muligt ud af en indsamling af elektroniske produkter, er det derfor hensigtsmæssigt at kombinere erfaring og teknologi, så der ikke sker en sammenblanding af plastfraktioner, der ikke er kompatible med hinanden ved en efterfølgende oparbejdning.

I Danmark er der en række virksomheder, der har specialiseret sig i bortskaffelse af elektriske og elektroniske produkter med henblik på en så høj genanvendelsesgrad som muligt. Da der er tale om en meget bred vifte af produkter, der behandles under samme tag, er det ikke muligt at give præcise informationer om, hvor stor en del af diverse fraktioner i enkeltprodukter, der bliver genanvendt på den ene eller anden måde. Ifølge Elektro-Miljø og DCR miljø, der er to af de store aktører i Danmark, eksporteres langt den største del af plastmaterialerne i elektriske og elektroniske produkter med henblik på genvinding. Det er imidlertid ikke klart, om der i denne forbindelse er tale om materialegenanvendelse eller energigenvinding.

En vurdering af effekten af en øget indsamling af elektronik afhænger i høj grad af fordelingen mellem materialegenanvendelse, energigenvinding og deponering af de plastmaterialer, der fremkommer ved adskillelse eller neddeling af produkterne. Det anbefales, at anvende en scenarieteknik, hvor der gennemføres en vurdering af de "rene" scenarier, d.v.s. 100% materialegenanvendelse, 100% energigenvinding, 100% feedstock recycling (kemisk genanvendelse) og 100% deponering. Herved opnås et overblik over spændet i de potentielle gevinster.

8.8.2.2 Materialegenanvendelse

Ved en analyse af materialegenanvendelse anbefales det som udgangspunkt at antage, at den plast, der genvindes, vil erstatte virgin plast 100% (Mulighed 1 i afsnit 5.1). Baggrunden for denne anbefaling er, at plast i elektriske og elektroniske apparater generelt kan karakteriseres som høj kvalitetsplast, der kan anvendes i mange produkter, herunder til interne komponenter i "nye"

elektronikprodukter eller i komponenter til biler. Dette udgangspunkt må forventes at give det "bedste" resultat (= størst miljøgevinst), fordi den plast, der erstattes, er relativt energikrævende at fremstille.

Da markedet for genvundet plast er meget fragmenteret, anbefales det at gennemføre en følsomhedsanalyse, hvor det antages, at den genvundne plast fortrænger virgin plast og "anden genvundet plast" i forholdet 1:1. Dette giver en indikation af den *worst-case*, der teoretisk er konsekvensen, hvis en øget dansk indsamling ikke får indflydelse på anvendelsen af genvundet plast. Absolut *worst-case* – at en dansk indsamling alene fortrænger "andet genvundet plast" på grund af manglende efterspørgsel – er naturligvis en teoretisk mulighed, der bør undersøges, hvis der er indikation for, at dette er tilfældet.

8.8.2.3 *Energigenvinding*

Ved genvinding af den energi, der er indlejret i plasten, er det muligt at fortrænge produktion af el og varme, baseret på fossile brændsler, jvnf. afsnit 5.2. Som nævnt eksporteres den største del af plasten til andre lande i Europa – og måske også videre til andre kontinenter – hvor den energiproduktion, der fortrænges, er forskellig fra danske forhold. For at få en præcis vurdering er det derfor nødvendigt at kortlægge disse materialestrømme mere detaljeret, end det er muligt i denne vejledning.

I vurderingen skal der naturligvis tages hensyn til forholdene i det eller de lande, hvor energigenvindingen finder sted. Principielt bør der findes information om udbyttet ved de specifikke processer, fordi det er mest sandsynligt, at den eksporterede plast ikke indgår i de almindelige affaldsstrømme, men i stedet forbrændes i anlæg, der er specielt konstrueret til formålet.

8.8.2.4 *Feedstock recycling*

Kemisk genanvendelse af den *feedstock*, der findes i plastmaterialerne, må forventes at blive mere almindeligt i de kommende år, men på nuværende tidspunkt er der kun få og spredte erfaringer. I Danmark er der etableret et anlæg til kemisk genanvendelse af specielt PVC (RGS 90), men anlægget er på nuværende tidspunkt ikke i fuldskaladrift.

For at kunne vurdere miljøgevinsten ved kemisk genanvendelse vil det derfor være nødvendigt at indsamle informationer fra pilotanlæg, enten herhjemme eller i udlandet. Det skal dog bemærkes, at der ofte vil være tale om et output af flere produkter (stoffer/materialer) fra en sådan proces, og disse output skal hver især ses i lyset af, hvilke produkter de må formodes at erstatte. Der kan f.eks. være tale om at nedbryde plasten til den oprindelige monomer, som efterfølgende kan anvendes til produktion af ny plast, men udbyttet ved den kemiske genanvendelse kan også være olie- og gasprodukter, der kan anvendes som brændsler.

8.9 Datagrundlag

UMIP/GaBi-databasen indeholder data om produktion af en lang række plasttyper, herunder de mest almindelige. Oplysningerne er baseret på opgørelser fra den europæiske sammenslutning af plastproducenter, APME, og er de samme, som anvendes i LCA-beregninger i hele Europa. Der er tale om gennemsnitsværdier, der er beregnet for stort set alle medlemmer af APME, men det er generelt ikke muligt at vurdere, hvor stor spredningen er

mellem de enkelte producenter. Baseret på information om spredningen i energiforbrug for produktion af specifikke plasttyper skønnes det dog, at spredningen er omkring 25%.

UMIP/GaBi-databasen indeholder også oplysninger om energiforbrug og miljøbelastninger ved forarbejdning af de mest almindelige plasttyper. Det skal bemærkes, at energiforbruget afhænger af emnestørrelse og med stor sandsynlighed også af forarbejdningstemperatur. Der kan derfor være behov for at vurdere, om de tilgængelige data er repræsentative for et specifikt produkt.

Med hensyn til oparbejdningsprocesser findes der oplysninger for de mest almindelige plasttyper og processer i UMIP/GaBi. Energiforbrug og miljøbelastning ved forarbejdning og oparbejdning af mere "sjældne" plasttyper findes stort set ikke på nuværende tidspunkt. Som en mulig erstatning anbefales det som udgangspunkt at vælge data for plasttyper, der ligger så tæt på UMIP/GaBi-databasen med hensyn til forarbejdningstemperatur og emnestørrelse.

Fortrængning af anden energiproduktion kan også vurderes med de data, der er til rådighed i UMIP/GaBi-databasen, i det mindste for danske forhold. Som beskrevet i afsnit 5.2 anbefales det at regne med, at den fortrængte energi er elektricitet, idet 1 MJ brændværdi i affaldet fortrænger 0,54 MJ kul.

Det vurderes derfor samlet, at der er et tilstrækkeligt datagrundlag til at vurdere de mest almindelige scenarier for indsamling og genanvendelse af plast i Danmark med hensyn til de tekniske processer. Den største udfordring ligger dermed i at opstille realistiske mål for, hvor meget der kan indsamles af en given fraktion, idet dette varierer fra produkttype til produkttype.

Det vurderes også, at der for en vurdering af genanvendelse af konstruktionsplast fra f.eks. elektriske og elektroniske apparater er behov for en mere præcis kortlægning af de tekniske systemer og materialestrømme, hvis der ønskes et dækkende billede. Med det fragmenterede marked, der findes i dag, er det kun muligt at beregne konsekvenserne i form af grove scenarier, der kan give en indikation af, hvor stor en miljøgevinst, der kan opnås, men ikke give et præcist bundlinieresultat.

8.10 Konklusioner

Plast er en fællesbetegnelse for en bred vifte af materialer med meget forskellige egenskaber, både teknologisk og miljømæssigt. Med de mange anvendelsesmuligheder er det ikke overraskende, at plast indgår i et utal af produkter. Det er heller ikke overraskende, at kun en begrænset del af den anvendte plast på nuværende tidspunkt bliver genanvendt, af den simple grund at det for at opnå en fornuftig udnyttelse er nødvendigt at kunne holde de enkelte plastmaterialer adskilt i oparbejdningsprocessen.

Det største genanvendelsespotentiale findes derfor, hvor der er store og ensartede fraktioner, der kan indsamles og oparbejdes. Vejledningen tager ikke stilling til hvor dette er i praksis, men det er under alle omstændigheder en god ide at foretage sådanne overvejelser, inden man gennemfører en LCA, idet man derved sikrer både et godt fokus for dataindsamling og -bearbejdning.

Med i overvejelserne hører også en vurdering af, hvordan man i givet fald kan sikre afsætningsmulighederne for oparbejdet materiale. Plast adskiller sig fra mange metaller ved, at dets egenskaber forringes ved en genanvendelsesproces, og hvis det genvundne materiale ikke er økonomisk konkurrencedygtigt med primære materialer, er det svært at finde anvendelser, der er økonomisk fordelagtige for brugeren.

I LCA-sammenhæng giver systemudvidelse mulighed for at give et nuanceret billede af miljøbelastningen ved open-loop recycling eller forbrænding med energigenvinding. Det tekniske datagrundlag er langt hen ad vejen til stede, men det understreges, at en konsekvensanalyse bør foretages i hvert enkelt tilfælde.

9 Papir og pap

Pap og papir består af et netværk af cellulosefibre, hvis længde og tykkelse afhænger af den træsort, der er anvendt, og på hvordan papirmassen er produceret. Bløde træsorter som gran, fyr, birk og bøg er de mest anvendte træsorter i Skandinavien, men i andre lande er hårde træsorter som eucalyptus en vigtig kilde til papirfibre. Bløde træsorter som fyr og gran giver længere fibre end hårde træsorter, ligesom kemisk pulpning giver længere fibre end mekanisk pulpning. På grund af tekniske begrænsninger kan papir ikke genanvendes uendeligt mange gange, og det er heller ikke muligt at fremstille alle papirkvaliteter ud fra genvundne fibre. Nye, virgine, fibre vil derfor altid være et centralt element i fremstillingen af pap og papir.

9.1 Væsentlige miljøbelastninger

De væsentligste miljøtemaer i relation til papir og pap er energiforbrug, forbrug af land, udvinding af fornyelige ressourcer, emissioner til luft og vand, biodiversitet og affaldsbortskaffelse.

Al fældning af skov medfører en påvirkning af naturen, men man troede indtil for få år siden, at denne påvirkning var forholdsvis beskeden. I de seneste ti år er man blevet opmærksom på, at visse plante- og dyrearter lider under skovfældninger. I mange lande har man derfor indført strenge regler for skovrydning for at tage hensyn til økosystemerne. Mange skovejere og købere af træ- og papirprodukter arbejder således på at certificere skovdriften som bæredygtig efter kriterierne i PEFC (Pan-European Forest Certification) og FSC (Forest Stewardship Council), der er de vigtigste ordninger.

Produktion af både primær og sekundær pulp giver anledning til udledning af iltforbrugende stoffer (BOD/COD), som kan bidrage til eutrofiering. Desuden udledes der ildelugtende gasser.

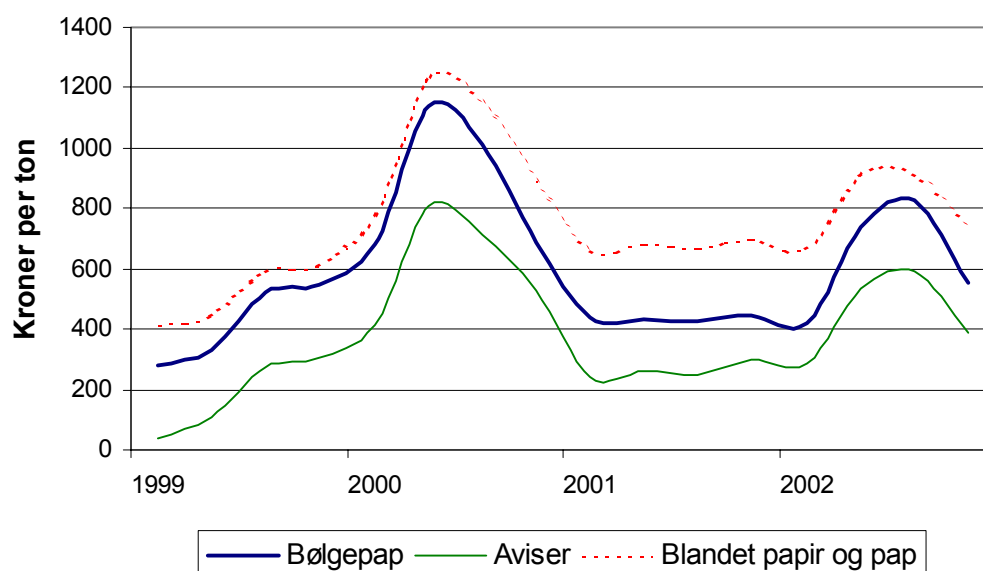
Fremstilling af papir og pap er forholdsvis energikrævende, og miljøbelastningen fra energiproduktion er derfor også betydende. Et tredje problem er det affald, som dannes i genanvendelsesprocessen.

9.2 Markedet for papir og pap

Der er et velfungerende marked for returpapir og pap i Danmark såvel som internationalt. Omkring 20 virksomheder handler med returpapir og -pap i Danmark, og fem virksomheder anvender genvundne papirfibre i deres produkter.

Det danske forbrug af papir og pap i 2001 var 1.360.000 ton, svarende til ca. 254 kg per indbygger. Af dette forbrug blev cirka 53 % indsamlet til genanvendelse, svarende til omkring 135 kg per indbygger. Danmark er nettoeksportør af sekundære papirfibre, idet 44 % af de indsamlede fibre blev eksporteret (Miljøstyrelsen, 2003).

Markedspriserne for sekundært papir i Danmark er tæt knyttet til priserne på det internationale marked. Sammenlignet med det totale marked for returpapir i EU i 2002 på 40,5 millioner ton udgjorde den danske andel 1 %, mens den tyske andel udgjorde omkring 30 % (CEPI, 2003). Pristrenden for sekundært papir i Danmark kan antages at svare til pristrenden i Tyskland, se Figur 12. Figuren er baseret på statistikker fra det tyske tidsskrift, EUWIND, og som det ses har priserne på returpapir varieret en del gennem tiden, men de tre papirfraktioner har fulgt udviklingen på en ensartet måde.



Figur 12. Udvikling i returpapirpriser fra 1999 til 2002. Bølgepap: Brugte bølgepapemballage, ark eller afskær fra bølgepapproduktion. Blandet papir og pap: Blanding af forskellige typer papir og pap indeholdende mindre end 40 % avispapir og ugeblade. Aviser (aviser læst én gang): Gamle aviser med mindre end 5 % farve fra annoncer; mængden af ubrugeligt materiale maks 1 %. Kilde: Miljøstyrelsen (2003)

Ifølge den europæiske sammenslutning af papirindustrier, CEPI, er papirgenanvendelsesindustrien stadig i stærk vækst i Europa, selvom EU i dag er nettoeksportør af returfibre. På den anden side er estimatet for den potentielle asiatiske (hovedsagelig Kina) import af returpapir også meget stort. I 1999 var den kinesiske import 2,5 millioner ton, mens det i 2001 var steget til 6,4 millioner ton (CEPI, 2003). Efterspørgslen efter returpapir i Asien forventes at fortsætte med at have en vigtig effekt på den internationale prisudvikling og dermed også på den fortsatte rentabilitet i indsamling af returpapir.

9.3 Produktionsprocesser for papir og pap

Papir og pap fremstilles ved tørring af en "vælling" af papirfibre, der kaldes pulp. I det følgende beskrives principperne for fremstilling af primær og sekundær (genvundet) pulp. I praksis bliver det mere og mere almindeligt, at "primære" værker har en produktion af sekundær pulp, som de iblander den primære pulp. Værkerne får derved større fleksibilitet med hensyn til råvarer.

9.3.1 Primær produktion

De fleste fibre består af forskellige slags cellulose. Træets styrke skyldes således både fibrene og den lignin, der holder dem sammen. Den primære proces består i at frigøre fibrene fra træmassen, og til dette formål anvendes både kemisk og mekanisk bearbejdning.

9.3.1.1 Mekanisk pulpning

Ved en mekanisk pulpning separeres træfibrene fra hinanden ved hjælp af mekaniske påvirkninger af vedmassen. Dette får bindingerne mellem fibrene til at gå gradvis i stykker, og fiberbundter, enkeltfibre og fiberfragmenter frigives. Det er blandingen af fibre og fiberfragmenter, der giver mekanisk pulp dens gode evne til at blive trykt på. Gennem anvendelse af mekanisk pulpning bevares hovedparten af ligninen, hvorved der opnås et stort udbytte, samtidig med en acceptabel styrke og lyshed i det færdige produkt. Mekanisk pulp har, da det indeholder lignin, dog en lav modstand mod ældningsprocesser, hvilket resulterer i misfarvning af papiret. I mekanisk pulp er op til 93-96 % af veddet tilbage.

9.3.1.2 Kemisk pulpning

Kemisk masse fremstilles ved at vedflis koges i et trykkar sammen med kemikalier. Kemikalierne opløser midtlamellen (ligninen) i veddet, så fibrene fritlægges. Vedudbyttet er normalt 45-55 %. Afhængigt af hvilke kemikalier der anvendes, får man forskellige typer pulp. Sulfitpulp fremstilles ved hjælp af stærke syrer, og sulfatmasse (også kaldet kraftmasse) fremstilles ved hjælp af alkaliske kemikalier. Sulfatmasse er den mest almindelige type.

Bleget sulfatmasse, baseret på løvtræ, og bleget sulfitmasse giver papirkvaliteter med en god overflade til trykning og anvendes derfor til finpapir. Til avispapir kan der eventuelt tilsættes ubleget sulfitmasse.

Nåletræernes længere fibre giver stærke papirkvaliteter, og blegede kvaliteter har samtidig gode trykkeegenskaber. Ubleget sulfitmasse fra nåletræer anvendes, hvor kravene til papirstyrke er høje, for eksempel til papiromslag, væskekartoner, affaldsække og liner (yderlaget i bølgepap).

9.3.2 Sekundær produktion

Forbehandling af indsamlet papir sigter på at fjerne urenheder af meget forskellig art, f.eks. sten, metalstykker, glasskår, plast og trykfarver. Genanvendelsesprocesserne kan inddeles i to hovedgrupper:

- Udelukkende mekanisk rensning, d.v.s. uden afsværtning. Dette bruges i forbindelse med bølgepap og visse andre typer af pap.
- Mekanisk og kemisk rensning, dvs. inklusive afsværtning. Dette bruges for avispapir, blødt papir, trykke- og kopipapir, ugeblade og visse typer af pap.

Det genvundne papir anbringes i en pulper sammen med varmt vand og kalkmælk, hvor det via mekanisk og hydraulisk omrøring opløses til fibre. Efter genpulpning har papirmassen en passende konsistens for den efterfølgende bearbejdning.

Derefter følger afsværtning, hvor trykfarven fjernes fra returfibrene. For at farven lettere skal løsne sig, tilsættes afsværningskemikalier (f.eks. natriumsilikat og hydrogenperoxid (brintoverilte)) og NaOH. Derefter pumpes massen til et reaktionskar, hvor kemikalierne får tid til at påvirke bindemidlet i trykfarven. Siden kan trykfarverne separeres fra fibermassen ved flotation.

Fjernelsen af trykfarver er nødvendig for de papirkvaliteter, hvor lyshed er vigtig, f.eks. avispapir, trykke- og kopipapir, blødt papir (tissue), og let topliner lavet af genvundne papfibre. Hovedformålet med afsværtningen er at øge lyshed og renhed af papiret, men også reduktion af såkaldte stickies (f.eks. hot-melt limrester fra konvolutter) er vigtig. Afsværtningsskum og rejekt afvandes i en centrifuge eller presse til et tørstofindhold på omkring 50 %, hvorefter det kan afbrændes eller deponeres.

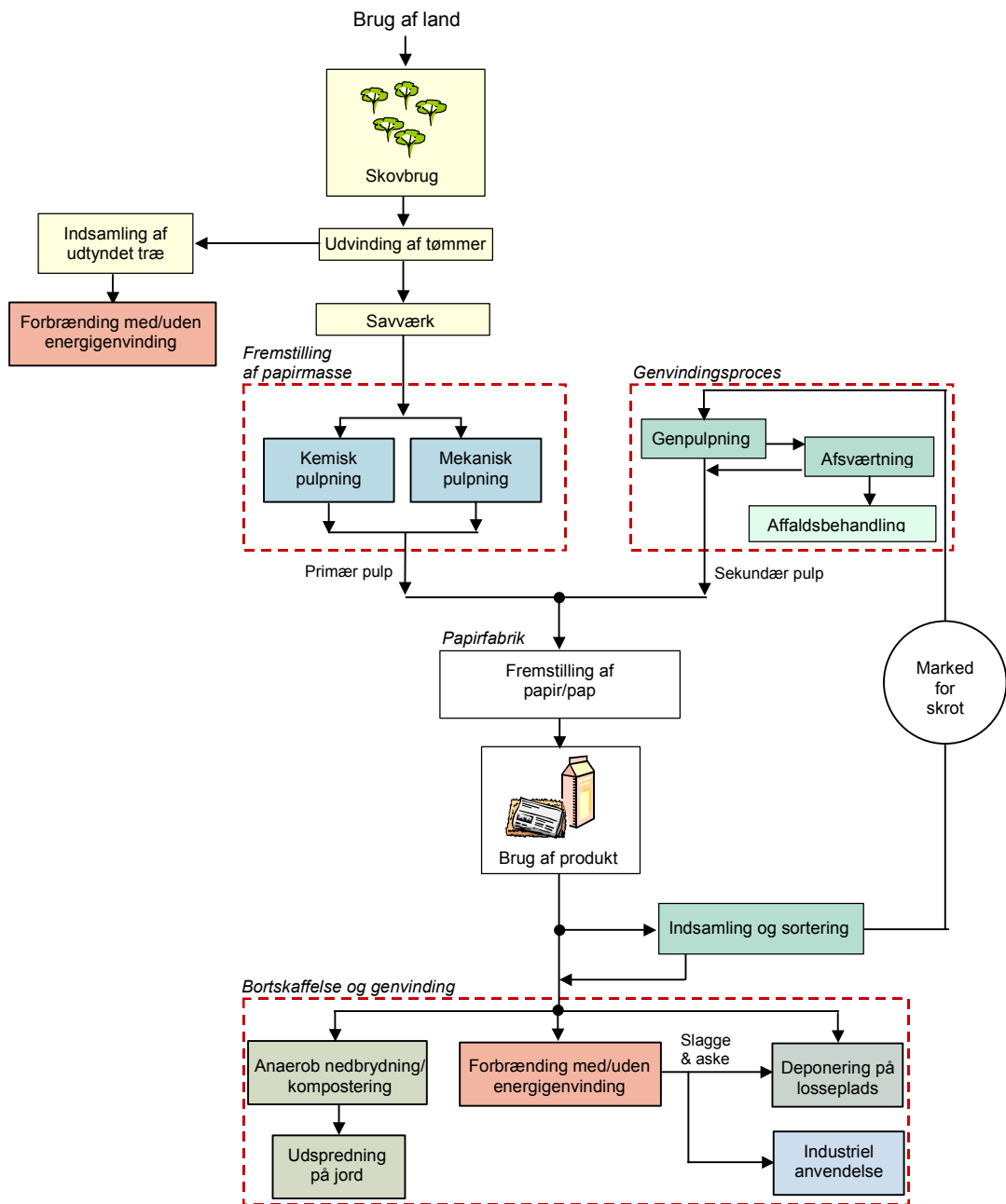
Efter afsværtningen fortykkes pulpen og i visse tilfælde vaskes den yderligere. Der kan dog stadig være mindre urenheder tilbage i form af partikler fra trykfarver, voks og stickies. Disse fjernes ved dispergering. Hvis det genanvendte papir skal bleges, tilsættes blegekemikalier som hydrogenperoxid eller hydrosulfit direkte til disperseren for at bevare eller øge lysheden af papiret.

Afslutningsvis pumpes pulpen ind i opbevarings- eller blandingstanke, der fungerer som en buffer mellem forberedelse af papirsats og papirmaskine for at sikre kontinuiteten i processen. De nødvendige additiver tilsættes til blandingstankene og den korrekte fiberkonsistens sikres med henblik på en optimal proces i papirmaskinen.

Papirfibre slides, når de bearbejdes, ikke mindst i selve genanvendelsesprocessen. Når papiret bliver afvandet i papirmaskinen, forsvinder en stor del af de korsteste fibre med spildevandet. På denne måde øges den gennemsnitlige fiberlængde, og papir og pap, der fremstilles af sekundær pulp bliver stærkere, end det ellers ville have været. På trods af at de korteste fibre er forsvundet, er returfibre i gennemsnit kortere end nye fibre, og papir af sekundær pulp er altså ikke lige så stærkt som papir af nye fibre.

9.4 Materialestrømme

De vigtigste materialestrømme og processer i livsforløbet for papir og pap er vist i Figur 13. Papir og pap kan fremstilles af primær pulp eller en blanding af primær og sekundær pulp, men nogle papirkvaliteter som f.eks. toiletpapir, støbepap og bølgepap kan fremstilles alene ud fra sekundær pulp. Et andet vigtigt element er bortskaffelse af produktions- og produktaffald, hvor der er mulighed for energigenvinding af de fraktioner, der ikke bliver indsamlet til genanvendelse.



Figur 13. Schematisk illustration af produktion af papir og pap ud fra primær og sekundær pulp.

9.4.1 Affaldsbehandling

Markedet for returpapir er stort, både i Europa og på globalt plan, men det er dog ikke alt papir, der indsamles. I stedet vil det blive forbrændt (med eller uden energigenvinding), komposteret eller deponeret, jævnfør Figur 12.

Papir og pap har et relativt højt energiindhold, svarende til træ, og denne energi kan udnyttes ved forbrænding. Ved forbrændingsprocessen produceres elektricitet og varme, der, afhængig af den geografiske placering, erstatter anden produktion som beskrevet i afsnit 5.2 Ændringer i energiforsyning.

I Danmark er det ikke tilladt at deponere brændbart affald som papir, og stort set alt papiraffald bliver derfor genanvendt eller forbrændt med

energigenvinding. Ved deponering på losseplads af papir og pap dannes methan ved nedbrydningen af cellulosefibre. Det kan estimeres, at omkring 300 g methan vil blive dannet, når et kilo papir deponeres (Nielsen & Hauschild (1998), Nielsen *et al* (1998)). Methan er en drivhusgas, med et potentiale, der er ca. 25 gange større end kuldioxid. Deponering af papir vil derfor give et markant bidrag til klimaændringer, samtidigt med at materialets energiindhold ikke udnyttes. I nogle lande opsamles en del af methanen dog fra lossepladserne og anvendes til energi- og/eller varmeproduktion, men på globalt niveau er denne indsamling marginalt lille.

Kompostering er i dag ikke en almindelig håndteringsmåde for papiraffald. Det er derfor mest sandsynligt, at den mængde materiale, der i en eventuel følsomhedsanalyse skal regnes med at blive fortrængt fra genanvendelse, i stedet vil blive forbrændt eller deponeret. Det er ikke muligt at give en præcis fordeling mellem deponering og forbrænding, men ifølge USEPA (2002a) og EEA (2004) er deponering dominerende på globalt niveau. For nordeuropæiske forhold (excl. Danmark) anbefales det at fordelingen svarer til den i Tyskland (ISWA, 2004), d.v.s. at 42% går til forbrænding mens 58% deponeres.

9.5 Konsekvensanalyse

Som beskrevet kort i afsnit 9.2, har markedet for genbrugsfibre været stærkt stigende i de seneste år på grund af en øget efterspørgsel fra Kina og andre asiatiske lande. Dette betyder, at der er afsætningsmulighed for stort set alt papir, der indsamles, så længe prisen for primær pulp er højere end for sekundær pulp. Men det betyder også, at der kan være andre eller større miljøbelastninger knyttet til oparbejdningen end dem, der er kendt fra blandt andet skandinaviske papirproducenter.

9.5.1 Anbefaling af grundscenarie

Det er derfor Mulighed 1 i afsnit 5.1, der anbefales som grundscenarie i en vurdering, dvs. at sekundær pulp fortrænger primær pulp i forholdet 1:1 og man får den fulde gevinst ved genanvendelse, idet der dog skal kompenseres for lødighedstab, som beskrevet i efterfølgende afsnit. Som fremhævet ovenfor er det dog nødvendigt at inddrage i sine overvejelser, hvilke processer, der i praksis vil blive anvendt i genanvendelsesprocessen. Brug af data fra skandinaviske og EU papirproducenter vil sandsynligvis undervurdere miljøbelastningen og dermed give et "for pænt" billede af gevinsten ved indsamling og genanvendelse.

9.5.2 Forslag til følsomhedsanalyse

Grundscenariet anses for at være robust, og der er derfor ikke behov for at supplere med en følsomhedsanalyse, med mindre der er indikation for, at markedsvilkårene har ændret sig i forhold til den nuværende situation.

En særlig diskussion er, om træ er en begrænset ressource eller ej (Frees *et. al.*, 2005). Diskussionen vedrører ikke selve grundscenariet, dvs. hvorvidt genvundet pap/papir fortrænger primær papir, men derimod om træet, der benyttes til primær papirfremstilling, alternativt kunne have været benyttet til energiformål og f.eks. fortrænge fossilt brændsel. Denne antagelse vil gøre genanvendelse af papir mere favorabelt.

9.6 Lødighedstab

Genvundet/sekundært papir har ikke den samme styrke som papir fra nye fibre. Dette skyldes, at fibre bliver kortere i genanvendelsesprocessen. For en given funktionel enhed er man derfor nødt til at anvende en større masse af fibre, når der er stort indhold af genvundne fibre, end når indholdet er lavt. Ved modellering af papirsystemer skal man derfor være opmærksom på, at genvundet papir ikke altid erstatter nye fibre i forholdet 1:1.

For avispapir gælder det, at papirets styrke ikke er afgørende. Det anbefales derfor at anvende forholdet 1:1 som en tilnærmelse.

Ved anvendelse af papir til emballage er styrken derimod meget vigtig. Afhængigt af kvalitetsønskerne skal der anvendes 1-1,2 ton returbaseret papir for at opfylde den samme funktion som 1 ton papir, baseret på nye fibre. Det anbefales derfor, hvis der ikke er mere præcis viden, at antage at hver ton returbaseret emballagepapir/pap kan erstatte 0,9 ton papir/pap, baseret på nye fibre.

For finpapir og blandet papir anbefales det at antage, at hver ton returbaseret papir kan erstatte 0,90 ton papir baseret på nye fibre, hvis der ikke er mere præcis viden.

9.7 Materialetab

Genanvendelse af papir og pap medfører tab af materiale i form af korte fibre, jævnfør Tabel 3, nedenfor. For eksempel er udbyttet ved genanvendelse af et ton aviser 940 kg. Det lave udbytte for finpapir skyldes, at omkring 30% af papiret er kaolin, som ikke genvindes. (Hedenberg et al., 1997).

Papir og pap	Materialetab
Aviser	94
Bølgepap	93
Finpapir/kontorpapir	66

Tabel 3. Material udbytte ved genvinding af papir og pap. (USEPA, 2002)

I mangel på bedre information anbefales det at anvende 87% som en typisk middelværdi for materialeudbyttet ved genanvendelse af karton og pap (Ekval et al, 2001).

9.8 Eksempler

I det følgende gives der tre eksempler, der beskriver regnereglerne lidt mere præcist. I eksemplerne anvendes som udgangspunkt systemudvidelse efter "Mulighed 1" i afsnit 5.1, hvor alt det genvundne materiale fra indsamlingen erstatter primær materiale. Dette grundscenarie anses for at være robust, og der er derfor ikke behov for at supplere med følsomhedsanalyser på dette område.

9.8.1 Væskekartoner

I husholdningerne findes der en del emballage, der er blevet anvendt til opbevaring af drikkevarer som f.eks. mælk. En mælkekarton (også kaldet en væskekarton) består af primær (nyt) pap med et inderlag af plast (LDPE). Det antages her, at et ton mælkekartoner består af 814 kg pap og 186 kg plast. Ved materialegenanvendelse separeres al plast fra og sendes til forbrænding. Returfibrene kan anvendes til at fremstille ny emballage, dog ikke mælke- eller andre væskekartoner. Materialegenanvendelse af mælkekartoner er nok hypotetisk i Danmark, og eksemplet viser derfor primært anvendelsen af regnereglerne.



Figur 14: Væskekarton. Kilde: Billedatabase www.Arlafoods.dk

9.8.1.1 Grundscenarie

Livsforløbet for væskekartoner følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse, og dermed også regnereglerne.

I genanvendelsesprocessen separeres plasten (186 kg/ton) fra ved flotationsteknik, og anvendes til energiproduktion, enten på et centralt affaldsforbrændingsanlæg eller internt på virksomheden.

Ved genanvendelse af væskekartoner er materialetabet omkring 13% (Ekvall et al., 2001). Af 814 kg pap er der efter genanvendelsen således omkring 692 kg fibre tilbage.

Når disse fibre kommer ud på markedet og anvendes til at producere nye produkter, kan det antages, at et ton genvundne fibre erstatter 0,9 ton emballagemateriale, baseret på nye fibre. I grundscenariet vil pappet i de 1000 kilo mælkekartoner således erstatte 622 kg primære fibre.

9.8.2 Aviser

Aviser fremstilles af mekanisk pulp, men i Europa anvender man i gennemsnit 74% genvundne papirfibre i produktionen. (CEPI, ERPA, & FEFCO (2004)). Returpapir indeholder idag tilstrækkeligt med sulfatmasse-baseret papir, så yderligere tilsætning af sulfatfibre er ikke nødvendigt (Reforsk, 1993). En del papirproducenter blander dog altid en mindre mængde sulfatmasse i sin produktion for at opnå en jævn kvalitet.

9.8.2.1 Grundscenarie

Livsforløbet for aviser følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse, og dermed også regnereglerne.

Ved genanvendelse af aviser, vil materialetabet være 6 %, jævnfør Tabel 3. Af 1 ton indsamlede aviser kan man altså fremstille 940 ton papir. Når dette papir kommer ud på markedet, og købes ind til fremstilling af ny papirprodukter, kan det i grundscenariet antages, at det erstatter primære fibre i forholdet 1:1.

9.8.3 Blandet papir fra husstandsindsamlinger

9.8.3.1 Grundscenarie

Livsforløbet for blandet papir følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse, og dermed også regnereglerne.

I mangel på bedre oplysninger kan det antages, at materialetabet ved genanvendelse af blandet papir er 13%. Af et ton indsamlet papir kan der derfor fremstilles 870 kg nyt papir. Når dette papir kommer på markedet og købes ind til fremstilling af nyt papir vil det erstatte primære papirfibre i forholdet 1:0,95, og det vil erstatte papir fra andre genanvendelsesprocesser i forholdet 1:1. I grundscenariet skal der altså regnes med, at 1000 kg indsamlede aviser vil erstatte 826,5 kg virgine fibre. Dette scenarie kan anses som realistisk, så længe prisen på nye fibre er højere end omkostningen ved at genvinde en øget mængde fibre.

9.9 Datagrundlag

Mange brancheorganisationer indenfor papirindustrien har gennemført forskellige analyser og sammenstilling af data. Oplysningerne er generelt svære at fremskaffe, og der findes ikke en central datakilde. I det følgende gives der nogle forslag til mulige datakilder.

I NordPaps undersøgelse, som blev gennemført i 1997, kan man f.eks. finde data for produktion af finpapir, baseret på pulp fra birk og fyr. Data er ikke aggregerede, men vises for en række enhedsprocesser, f.eks. produktion af pulp.

CIT-databasen fra CIT Ekologik ved Chalmers Industriteknik indeholder blandt andet cradle-to-gate data for produktion af bølgepap og finpapir. Data er ikke aggregerede, hvilket betyder at de enkelte enhedsprocesser præsenteres separat. I data for produktion af bølgepap findes der også data for produktion af kraftliner (primær sulfatmasse), testliner (papir produceret af sekundær fiber) samt primært og sekundært produceret bølgepap. Data for bølgepap er gennemsnitsværdier fra et antal europæiske producenter. Data på primært produceret finpapir er gennemsnitsværdier fra svenske og finske producenter (dækker 65 % af den nordiske produktion af finpapir). Det er ikke muligt at vurdere hvor stor spredningen er mellem de enkelte producenter. Derimod er det muligt for eksempel at tilpasse sammensætningen af den elektricitet, som anvendes.

En meget benyttet datakilde er de schweiziske BUWAL-rapporter. Rapporterne er dog forholdsvis gamle, ligesom man skal være opmærksom på, at data er justeret, så de passer til nationale forhold i Schweiz.

Frees et al. 2005 indeholder data, og også en række eksempler, der er velegnede til at analysere danske forhold. Rapporten er først udgivet ved afslutningen af nærværende projekt, og det er derfor ikke muligt at gå i nærmere detaljer.

9.10 Konklusioner

Papir og pap er materialer, der kan genvindes et begrænset antal gange eftersom fibrene bliver kortere hver gang de genvindes. Den globale efterspørgsel på både primær og sekundær papir og pap sikrer, at sekundært papir og pap købes og sælges på et åbent marked.

Ved at anvende sekundære materialer får man mulighed for at reducere miljøbelastningen fra brug af papir og pap, blandt andet fordi energiforbruget er lavere end ved produktion af primær papir. Et andet aspekt er, at man gennem at anvende sekundært materiale kan undgå et unødvendigt forbrug af primær papir, som i stedet kan anvendes i produkter, der kræver større styrke.

10 Aluminium

Aluminium er et materiale med en bred vifte af anvendelsesområder som f.eks. transportmidler, byggevarer, emballage, elektricitetssektoren og husholdningsapparater. Den udbedte anvendelse skyldes en række værdifulde materialeegenskaber som lav vægt, god elektrisk ledningsevne, høj træk- og brudstyrke samt evnen til at afskærme elektromagnetiske felter. Aluminium er modstandsdygtig overfor nedbrydning, idet der dannes et beskyttende lag af aluminiumoxid, når materialet udsættes for påvirkninger fra luften i omgivelserne. Endelig skal det fremhæves, at det er nemt at genanvende aluminium uden tab af materialets kvaliteter.

10.1 Væsentligste miljøbelastninger

De væsentligste miljøbelastninger i livsforløbet for aluminium er knyttet til brug af land og affaldsdannelse ved udvindingen af den primære råvare, bauxit, et højt energiforbrug ved produktion af primær aluminium, og emissioner af miljøbelastende stoffer i produktionsprocessen.

10.1.1 Primær produktion

Bauxit udvindes primært fra åbne miner, hvilket medfører en miljøbelastning, der er stærkt afhængig af de lokale forhold for minedriften. De største problemer har traditionelt været knyttet til rydning af beplantningen med mulige effekt på den lokale flora og fauna, samt risikoen for jorderosion. I dag vil der som oftest være krav om at der skal foreligge en plan for reetablering af området, inden der gives tilladelse til minedrift. Omkring 11 % af bauxitudvindingen sker i områder med tropisk regnskov (i Mellem- og Sydamerika, Malaysia og Indonesien), og det påvirker angiveligt et område på 2 km² om året (Rydberg & Eriksson, 1999).

Produktion af primær aluminium er meget energikrævende, både i form af elektricitet og fossile brændsler som kul, olie og naturgas. Elektrolysen af aluminiumoxid er den mest krævende proces, men elektricitetsforbruget er blevet reduceret med mere end 1/3 over de sidste 40 år. Gennemsnitlig kræver det omkring 15,4 kWh at producere et kilo primær aluminium, men miljøbelastningen varierer meget fra produktionssted til produktionssted, afhængig af om el-forsyningen er baseret på vandkraft, atomkraft, eller fossile brændsler (IAI, 2003).

Gennem mange år har udledninger af fluorider i gasform og som partikler fra elektrolyseprocessen været betragtet som den væsentligste forurening fra aluminiums smelteværker. Fluoriderne akkumulerer i planter og kan forårsage skader på nåletræer. De akkumulerer i tænder og knogler på drøvtyggere, der lever af fluorid-forurenede føde. Med en stærkt forbedret emissionskontrol er udledningen i de sidste tre år reduceret fra omkring 3,9 kg/ton aluminium i 1974 til omkring 1,1 kg/ton i 1999 (Rydberg & Eriksson, 1999).

Af andre miljøbelastende udledninger skal også nævnes PAH (polycykliske aromatiske hydrocarboner), svovldioxid, perfluorcarboner, samt støv.

10.1.2 Sekundær produktion

Genanvendelsesprocessen kræver kun omkring 5 % af den energi, der anvendes til fremstilling af primær aluminium. Ifølge EAA (2000) anvendes der 0,17 kWh til at oparbejde et kilo processkrot og 0,35 kWh til oparbejdning af et kilo produktskrot, inklusive forbehandling.

Som i andre metallurgiske processer ledsages omsmeltnings og raffinering af aluminium også af en række emissioner til luft. I moderne genanvendelsesanlæg er disse emissioner stærkt reduceret, f.eks. gennem anvendelse af efterbrændere, hvor flygtige organiske forbindelser (VOC) afbrændes med varmegenvinding.

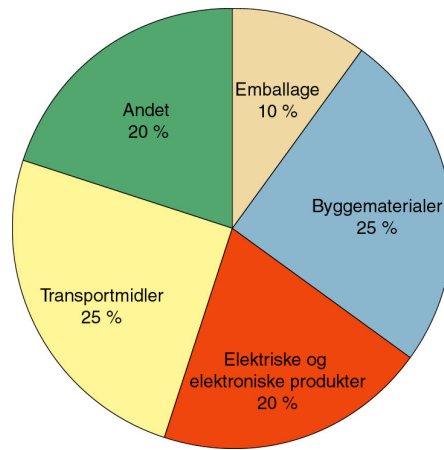
Som i andre forbrændingsprocesser, hvor der er chlor til stede, kan der ske udledninger af dioxiner. Ved omsmeltnings og raffinering af aluminium kan der for eksempel dannes dioxiner, hvis skrottet har været overfladebehandlet med chlor-baserede materialer. Med moderne procesteknologi og rensningsforanstaltningerne kan emissionerne holdes på et lavt niveau. I et svensk omsmeltningsanlæg er udledningen af dioxin ved forbehandling og omsmeltnings af 15.000 ton aluminiumsdåser og produktionsspild (nyt skrot) således estimeret til 1 mg dioxin (Ryberg & Eriksson, 1999).

For at minimere oxidering af aluminium i omsmeltningsprocessen, anvendes der salt. Dette ender i slaggen, der generelt deponeres på specielle lossepladser under kontrollerede forhold. For at minimere deponimængden er der udviklet kommercielle systemer, hvor forskellige bestanddele i slaggen kan genanvendes (Ryberg & Eriksson, 1999). Disse processer omfatter normalt nedmaling, opløsning, filtrering og krystallisering. Produkterne fra disse processer har forskellige anvendelsesområder. For eksempel kan de grovere aluminiumsfraktioner genvindes ved omsmeltnings. Finere fraktioner af aluminium og aluminiumoxid kan anvendes i stålindustrien, mens saltet kan genanvendes i omsmeltnings af aluminium.

10.2 Markedet for aluminium

Ifølge EAA, European Aluminium Association, er den årlige produktion af aluminium omkring 27 millioner ton, hvoraf 5 millioner ton produceres i Europa. Det danske forbrug af aluminium var i 1999 24 kg per capita, mens det gennemsnitlige europæiske forbrug var 21,9 kg per capita i det samme år. Holland havde det største forbrug per indbygger, nemlig 32,5 kg (EAA, 2001).

I 1994 blev der anvendt mellem 73.000 og 104.000 ton metallisk aluminium i Danmark. (Miljøstyrelsen, 1999). Fordelingen på de vigtigste anvendelsesområder af aluminium i Danmark er vist i Figur 15.



Figur 15. Forbruget af aluminium fordelt på de vigtigste produktområder. Miljøstyrelsen (1999).

Det største marked for aluminiumslegeringer, der er fremstillet af sekundært aluminium, er i transportsektoren, f.eks. til støbning af motorkomponenter som gearkasser og topstykker.

10.3 Produktionsprocesser for aluminium

10.3.1 Primær aluminium

Produktion af primær aluminium sker i tre større trin:

- Udvinning af bauxit ved minedrift
- Ekstraktion af aluminiumsoxid (Al_2O_3 , alumina) fra bauxit ved Bayer-processen
- Elektrolyse af aluminiumsoxid ved Hall-Heroult processen.

Mineralet bauxit findes først og fremmest i Sydamerika, Centralafrika og i Australien. Det udvindes hovedsagelig fra åbne miner, hvorefter det knuses, vaskes og transporteres til videreforbejdning ved Bayer-processen, enten lokalt eller i andre verdensdele.

I Bayer-processen opvarmes bauxit under tryk i en opløsning af natriumhydroxid (temperatur 200°C , tryk $3,5\text{ MPa}$). Under disse forhold opløses aluminiumsoxiden, og uopløselige partikler ("red mud") filtreres fra. Aluminiumhydroxid precipiteres fra den resterende opløsning og omdannes til aluminiumsoxid. Denne omdannelse sker traditionelt ved at opvarme opløsningen til ca. 1200°C i en roterende ovn, men ved at anvende fluid-bed processer kan man i dag opnå en reduktion i energiforbruget på 30 % (Rydberg & Eriksson, 1999).

Den primære aluminium fremstilles ved reduktion af aluminiumsoxid til ren, flydende aluminium i Hall-Heroult processen. Processen finder sted ved omkring 950°C i et fluor-holdigt bad i elektrolyseceller, hvor bunden dannes af carbon katoder, der fungerer som den negative elektrode. Carbon anoder findes i toppen af cellen og forbruges under processen, hvor de reagerer med ilt fra aluminiumsoxiden og danner kuldioxid (omkring $1,6\text{ kg/kg}$ aluminium). Med jævne mellemrum tappes flydende aluminium fra beholderen og transporteres til et støbehus, hvor det legeres med andre metaller efter behov, renses for oxider og gasser, og udstøbes til barrer. Disse kan have form af

stænger (til ekstrudering) eller tynde barrer, der senere kan vales yderligere ud til tynde plader og folie af forskellig tykkelse.

100 ton bauxit giver 40-50 ton aluminiumoxid, der sluttelig forarbejdes til 20-25 ton aluminium (Farrell, 2001).

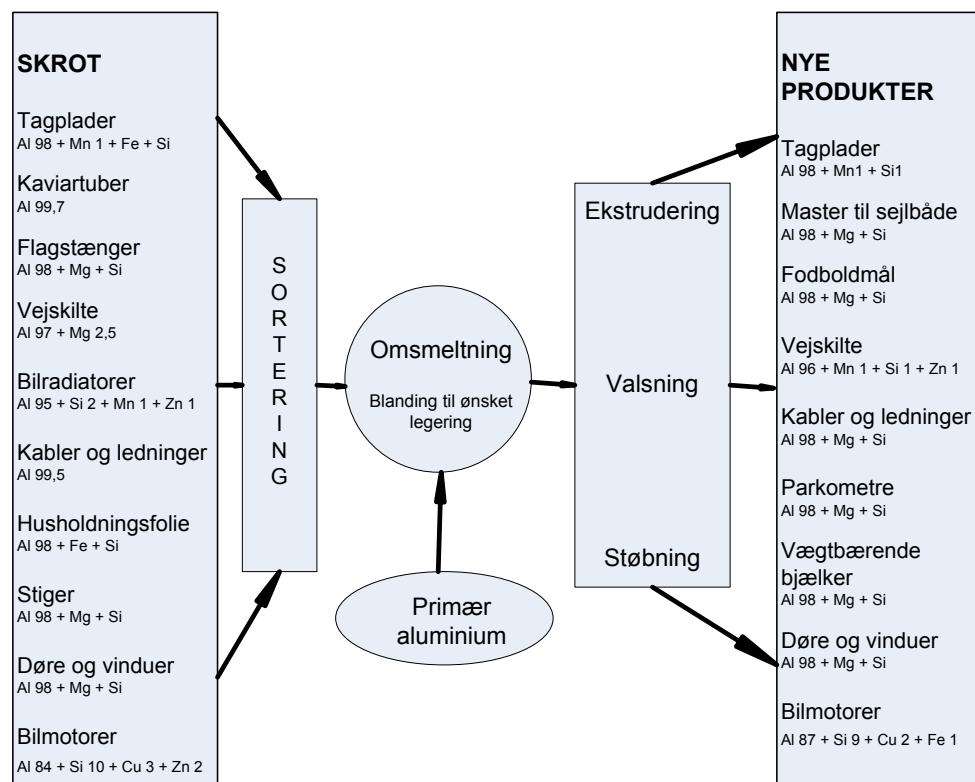
10.3.2 Sekundær aluminium

En af de væsentligste kvaliteter ved aluminium er, at materialet kan genanvendes uden tab af dets tekniske kvaliteter. Aluminium er derfor i udstrakt grad blevet genanvendt siden begyndelsen af det 20. århundrede, hvor produktion i kommerciel skala begyndte.

I dag genanvender alle moderne aluminiumsfabrikker og -støberier selv det skrot, der opstår i processerne. Dette er problemfrit, når sammensætningen af skrotlegeringen er kendt og materialet ikke er forurenet på anden måde, f.eks. i form af lakering eller anden overfladebehandling. Hvis dette er tilfældet, er det nødvendigt at forbehandle skrottet inden omsmeltningen. Sekundært aluminium fremstilles af skrot fra udtjente produkter af meget forskellig karakter, f.eks. dåser til drikkevarer, skrottede biler og flyvemaskiner.

I de fleste tilfælde skal skrottet sorteres efter type og størrelse inden genanvendelsen. Dette sker ved hjælp af forskellige teknologier som magnetseparation (for at frasortere produkter af jern), *eddy-current* sortering og flotation. En eventuel lakering fjernes ved at blæse varm (500°C) luft gennem den neddelte fraktion.

Størstedelen af skrottet omsmeltes til støbebarrer, som anvendes til støbte høj-kvalitetsprodukter. Udviklingen går imod at en stigende andel af skrottet omsmeltes til plader, der efterfølgende vales til flade produkter eller stænger, der anvendes til ekstruderede aluminiumsprodukter. En mindre del af skrottet anvendes til fremstilling af anti-oxidanter til stålindustrien eller som hårdere/master-legeringer ved fremstilling af specielle aluminiumsprodukter. I figur 16 er der vist nogle eksempler på, hvordan aluminiumsskrot kan genanvendes til nye produkter.



Figur 16. Eksempler på, hvordan aluminiumsskrot kan genanvendes i nye produkter. Kilde: Granges Ecology, 1998.

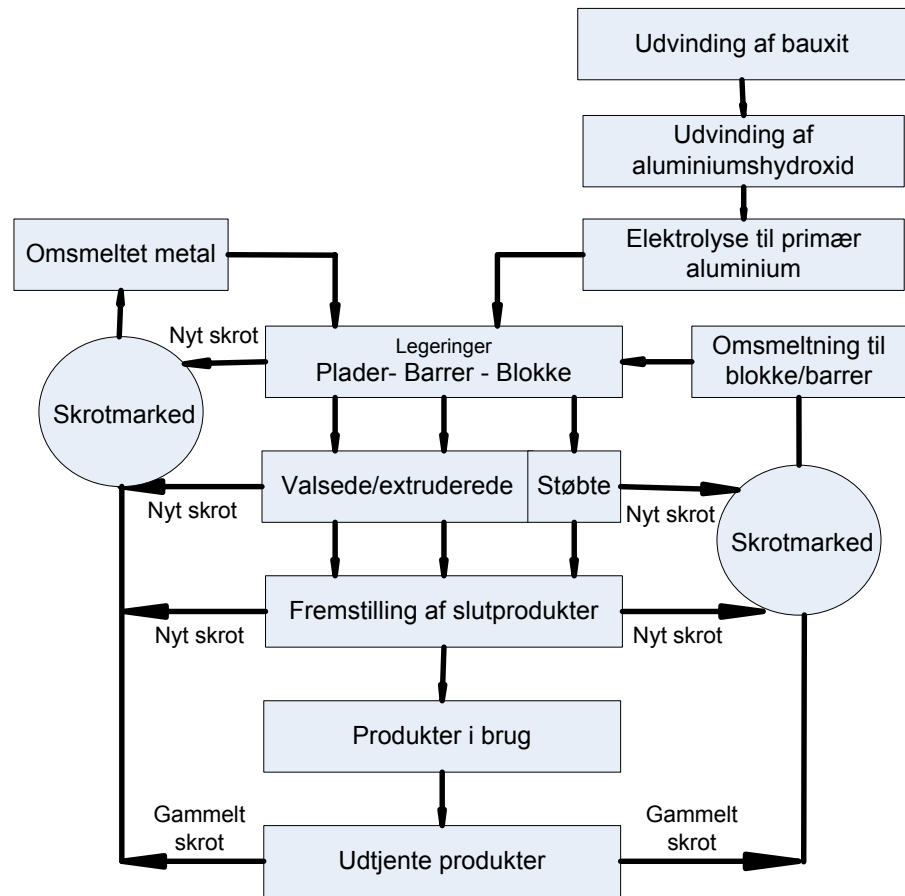
10.4 Materialestrømme

Aluminiumsprodukter kan fremstilles af primær aluminium, udvundet fra bauxit, eller af omsmeltet aluminium fra processkrot eller udtjente produkter, se Figur 17

Rent aluminium er et meget blødt metal, og dets anvendelse i ren form er derfor begrænset. Ved at legerer aluminium med andre metaller som jern, silicium, zink, kobber og magnesium kan der opnås store ændringer i materialets tekniske egenskaber.

Aluminium cirkulerer generelt i lukkede kredsløb, hvor støbte produkter kun kan genanvendes til andre støbte produkter. Dette er illustreret i Figur 17 i form af et separat kredsløb for støbte aluminiumsprodukter.

Figur 17. Skematisk overblik over kredsløbet for primær og sekundær aluminium i forskellige materialer typer



10.5 Konsekvensanalyse

Aluminiumsindustrien er den yngste og største af ikke-jernmetal industrierne. Aluminiumsskrot har en betydelig værdi, og handles til gode priser på metalmarkedet. Markedsmekanismerne er veletablerede og der er ingen umiddelbare flaskehalse for en øget genanvendelse af aluminium, måske med undtagelse af aluminiumsfolie.

10.5.1 Anbefaling af grundscenarie

Som udgangspunkt kan det antages, at samspillet mellem de tekniske systemer omkring henholdsvis produktion af primær aluminium og indsamling og oparbejdning af sekundær aluminium giver en optimal anvendelse af ressourcen aluminium, i det mindste så længe at det er dyrere at fremstille primær aluminium end at oparbejde sekundært aluminium.

Det anbefales derfor i grundscenariet at antage, at al aluminium, der genvindes, vil erstatte primær aluminium (Mulighed 1 i afsnit 5.1). Denne antagelse er valid, så længe nyt (virgint) aluminium er dyrere at fremstille end genvundet.

10.5.2 Forslag til følsomhedsanalyse

Grundscenariet regnes som nævnt som værende validt for en vurdering af konsekvenserne af en ændret indsamling af aluminium, og det er derfor ikke nødvendigt at lave en følsomhedsanalyse på dette område, med mindre markedsforholdene ændrer sig væsentligt.

10.6 Lødighedstab

En af de væsentligste kvaliteter ved aluminium er, at det almindeligvis kan genanvendes uden kvalitetstab. Det kan derfor antages, at et kilo sekundært aluminium kan erstatte et kilo primær materiale.

Det er dog vigtigt at vide, hvilken materialekvalitet, der sendes til genanvendelse, og hvilken kvalitet, det i givet fald kan erstatte. Kvalitetsmæssigt kan aluminium groft inddeles i fire klasser: ulegeret, lav-legeret, høj-legeret og støbt aluminium, hvor adskillelsen mellem klasser er det acceptable indhold af legeringsmetaller, se Tabel 4. Aluminiumsskrot er især kritisk med hensyn til jernindholdet, som man bør tilstræbe at minimere, hvis ikke indholdet skal stige gradvist i det genanvendte aluminium, og dermed i det aluminiumsskrot man modtager næste gang.

Klassernes legeringsintervaller afspejler de 60 specifikationer for legeringsskrot, som anvendes af Stena Aluminium og er baseret på de gældende standarder for aluminiumsskrot. Af tabellen kan man blandt andet læse, at et udtjent høj-legeret produkt ikke kan anvendes til produktion af et lav-legeret produkt, fordi indholdet af legeringsmaterialer er for højt. Man kan også læse, at aluminiumsindholdet i de enkelte klasser sjældent vil være mindre end 90%, fordi alle de maximale toleranceniveauer sjældent overskrides på samme tid (Strömberg, 2000)

	Vægt %	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Ni	Zn	Sn	Pb	Ti
Ulegeret	max	0.50	0.50	0.05	0.10	0.05	0.05	0.10	0.05	0.05	0.05
	min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lav-legeret	max	1.3	0.40	0.10	1.0	0.80	0.05	0.10	0.05	0.05	0.05
	min	0.30	0.40	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Høj-legeret	max	1.3	1.0	6.0	1.5	5.0	0.30	5.0	0.20	1.2	0.20
	min	0.35	0.40	0.10	0.50	0.30	0.01	0.20	0.01	0.01	0.05
Støbt aluminium	max	13.5	1.2	5.0	0.50	1.0	0.30	2.0	0.20	0.30	0.20
	min	0.25	0.25	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

Tabel 4. Acceptabelt indhold af legeringsmetaller i de fire skrotklasser for aluminium. Kilde: Strömberg, 2000

Legeringsindholdet i aluminiumsskrot påvirker dets anvendelsesområder. Som nævnt kan ulegeret skrot antages at erstatte primær aluminium i forholdet 1:1, og det kan derfor anvendes til stort set alle formål. Legeret aluminiumsskrot anvendes derimod først og fremmest til at producere andre produkter med en tilsvarende legering eller støbte produkter. På grund af materialeegenskaberne er det kun mulig at genanvende støbte aluminiumprodukter til andre støbeprodukter.

10.7 Materialetab

Omsmeltning af aluminium ville være væsentligt nemmere, hvis aluminium ikke havde en stor tendens til at oxidere. På grund af denne tendens er udbyttet noget lavere end 100 %, hvilket fremgår af nedenstående tabel.

Aluminium skrot	Metaludbytte (vægt%)
Generel/default	85
Rent og ufarvet ¹	95
Støbt	
Gammelt skrot/produktskrot	90
Processkrot	94
Spåner og afklip	87

1) Et rent og ufarvet produkt er fri for olie og materialer som plast, maling og stål (skrue)

Tabel 5. Metal udbytte ved omsmel tning af al uminium. Tallene er estimeret på baggrund af erfaringer fra aluminiumsindustrien (Strömberg, 2000)

Bemærk venligst, at tallene i tabellen ikke inkluderer det materialetab, der eventuelt finder sted i indsamlingsprocessen. Det inkluderer heller ikke eventuel udvinding af aluminium fra sekundært affald¹⁴, hvor det f.eks. er almindeligt at regenerere salt, der benyttes til raffinering af aluminiumsmelte, og udvinde aluminium herfra.

10.8 Eksempler

I det følgende gives der tre eksempler, der beskriver regnereglerne lidt mere præcist. I eksemplerne er der anvendt det generelle forslag til systemudvidelse ("Mulighed 1"), hvor det oparbejdede materiale fra indsamlingen erstatter primært materiale.

10.8.1 Aluminiumfolie

Aluminiumsfolie er tilgængeligt i mange tykkelser – mellem 0,005 og 0,2 mm. Udgangspunktet for valsede aluminiumsprodukter er tynde barrer, der først vales ud til "foil stock", som er det specifikke input til folieproduktion. Selve foliefremstillingen sker ved koldvalsning, og ved fremstilling af de tyndeste folier anvendes "dobbelvalsning", hvor to folielag vales sammen. Ved koldvalsning anvendes mineralolie som køle/smøremiddel.

Der anvendes 1032 kg **foil stock** til at fremstille 1000 kg folie i tykkelsen fra 0,005 til 0,02 mm. Processkrot sendes til omsmeltning (EAA, 2001).

For at minimere oxidationen af ulegeret aluminium i omsmeltningsprocessen, vil folierester og anden rent, ulegeret aluminium generelt blive presset sammen i baller.



Figur 18. Sammenpresset ulegeret aluminium, klar til omsmel tning. Foto: Karin Strömberg.

¹⁴ Sekundært affald er det affald, der er tilbage efter oparbejdning af det oprindelige affald.

10.8.1.1 Grundscenarie

Livsforløbet for aluminiumfolie følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse. Ulegeret aluminium – som for eksempel aluminiumsfolie – kan antages at erstatte primær aluminium i forholdet 1:1, og det er dermed Mulighed 1 (fra afsnit 5.1), der anbefales som grundscenarie.

Tab til miljøet ved produktion af folie er negligibelt, omkring 0,3 %, men i en præcis LCA bør der naturligvis gøres rede for det produktionsspild, der sendes til genanvendelse. Dette er for eksempel tilfældet i de opgørelser, der er udarbejdet af den europæiske aluminiumsindustri.

Da der er tale om et rent og ulegeret produkt, vil materialetabet på grund af oxidering kun være 5 %, jævnfør Tabel 5.

Det skal bemærkes, at aluminiumsfolie, der er tyndere end 0,05 mm, i et affaldsforbrændingsanlæg vil brænde under frigivelse af energi (30 MJ/kg), mens der dannes aluminiumoxid som restprodukt (ca. 1,9 kg/kg) (Frees *et al.*, 2004).

Det skal afslutningsvis bemærkes til dette eksempel, at selve indsamlingen af aluminiumsfolie, der har været gennem en brugsfase, med stor sandsynlighed vil være flaskehalsen for en øget genanvendelse. Selv om der anvendes store mængder folie, vil det være svært at etablere en indsamlingsordning, der giver et signifikant udbytte af rent materiale. De miljømæssige belastninger, der er forbundet med en indsamling, f.eks. i form af produktion af specielle beholdere og transport, vil derfor være store, sammenlignet med udbyttet. En anden konsekvens af, at folien har været gennem en brugsfase kan være, at aluminiumsskrotet ikke er tilstrækkelig rent til at blive klassificeret som rent skrot, og at det derfor ikke kan omsmeltes direkte.

10.8.2 Højlegeret aluminiumsplade

De vigtigste legeringsmaterialer i højlegeret aluminium er silicium, magnesium, zink og bly. Køfingere, kølerhjelme, bilchassiser og vægtbærende bjælker er eksempler på produkter af højlegeret aluminium.

Ved produktionen af en kølerhjelme opstår der skrot i form af udstansninger og afskær fra den aluminiumsplade, der var udgangspunktet. Da legeringssammensætningen af al skrot fra processen er kendt og ensartet, vil det blive indsamlet og anvendt til produktion af en tilsvarende kvalitet af højlegeret aluminium. Denne anvendes i dag som hovedregel til produktion af støbte aluminiumsprodukter, men kan også anvendes til produktion af nye, legerede aluminiumsplader

Færdige kølerhjelme af godkendt kvalitet lakeres efterfølgende og monteres i en bil.



Figur 19: Kølerhjelme af ubehandlet aluminium, klar til omsmelting.
Kilde: Strömberg, 2000

10.8.2.1 Grundscenarie

Livsforløbet for en motorhjulm følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse.

Tab til omgivelserne i produktionsprocessen afhænger blandt andet af formen på produktet. Dette tab skal medtages i LCA-beregningerne med den primære antagelse, at det indsamles og genvindes, hvorefter det oparbejdede aluminium kan erstatte primær aluminium i forholdet 1:1.

Efter sit nyttige liv vil en motorhjulm også kunne genvindes som gammelt skrot. Da den er lakeret, vil metaludbyttet være 85 %, jævnfør Tabel 5. Med en typisk vægt på 8 kg, vil der fra genanvendelsesprocessen altså blive produceret 6,8 kg højleget aluminium. Dette aluminium vil på samme måde som nyt skrot i form af afklip og udstansninger erstatte primær aluminium i forholdet 1:1.

10.8.3 Bilmotor af støbealuminium

Støbealuminium har et højt indhold af legeringsmetallerne silicium, kobber og zink. Aluminiumsrammer, gearkasser og motorblokke er typiske eksempler på støbte aluminiumsprodukter.

For at kunne støbe aluminium, er det nødvendigt med et højt indhold af silicium. Ved at anvende genvundet aluminium fra andre støbte produkter opnås det, at det ikke er nødvendigt at tilsætte så meget nyt silicium, som det ellers ville være nødvendigt.

Selve støbningen af motoren sker i en støbeform, med et minimalt spild fra processen. Når den udtjente motor ender som skrot, vil den være forurenet med olie og andre smøremidler.



10.8.3.1 Grundscenarie

Livsforløbet for en bilmotor følger det generelle mønster i den overordnede beskrivelse.

Tab til miljøet ved produktion af bilmotoren er negligibelt, men i en præcis LCA bør der naturligvis gøres rede for det produktionsspild, der sendes til genanvendelse.

Den udtjente motorblok klassificeres som støbealuminium, og metaludbyttet ved genanvendelsesprocessen kan antages at være 90 %, jævnfør Tabel 5. Dette aluminium vil erstatte primær aluminium i forholdet 1:1, jævnfør Mulighed 1 i afsnit 5.1.

10.9 Datagrundlag

Den europæiske brancheorganisation for aluminiumsindustrien har udarbejdet opgørelser for forskellige typer af aluminiumsproduktion (European Aluminium Association (EAA), 2000). Der findes data for produktion af primær aluminium, produktion af halvfabrikata, samt for genanvendelse af aluminium. Disse data anvendes i LCA-beregninger i hele Europa, og er ofte inkluderet i de databaser, der hører til professionelle LCA-værktøjer.

Der er tale om gennemsnitsværdier for europæisk produktion, men det er ikke muligt at vurdere, hvor stor spredningen er mellem forskellige producenter.

10.10 Konklusioner

Aluminium er et materiale, der kan genvindes igen og igen. På grund af den relativt høje økonomiske værdi af både primær aluminium og aluminiumskrot findes der mange effektive produktions- og oparbejdningssystemer rundt om i verden, der sikrer, at aluminium købes og sælges på et åbent marked.

En mulighed for at reducere miljøbelastningen fra brug af aluminium ligger i at producere så rent skrot som muligt, for eksempel ved at undgå sammenblanding af ulegeret skrot med skrot fra støbte produkter. På denne måde kan man undgå et unødvendigt forbrug af primær aluminium ved produktion af lav-legerede eller høj-legerede produkter, eftersom det udsorterede ulegeret skrot kan bruges i stedet.

I LCA-sammenhæng giver systemudvidelse mulighed for at give et bredt billede af miljøbelastningen ved open-loop recycling af aluminium. Ved usikkerhed om datagrundlaget anbefales det at anvende følsomhedsanalyser for at afgøre hvor følsomt resultatet er for ændringer af udvalgte materialestrømme.

Referencer

APME (2002). Plastics. An analysis of plastics consumption and recovery in Western Europe 2000. APME, Brussels. Kan downloades fra www.plasticseurope.org.

APME (2003). Plastics. An analysis of plastics consumption and recovery in Europe 2001 & 2002. APME, Brussels. Kan downloades fra www.plasticseurope.org.

APME/VKE (1997). Feedstock recycling of electrical and electronic plastics waste (depolymerisation and conversion into syncrude). APME, Brussels.

Ayres RU, Ayres LW, Råde I (2002). The life cycle of copper, its co-products and its by-products. Iied and WBCSD.
http://www.iied.org/mmsd/mmsd_pdfs/ayres_lca_main.pdf

Blomberg J. (2000); *The West European Market for Secondary Aluminium: Supply and Demand Models*. Licentiate Thesis 2000:06, Dept. Of Business Administration and Social Science, Devison of Economics, Luleå University of Technology, Luleå, Sweden.

Boustead I (2001). Who gets the credit? APME, Brussels. Kan downloades fra www.plasticseurope.org.

Busch NJ, Hirsbak S, Niemann AL (2004). Affaldshåndtering af udvalgte engangsemballager. Miljøprojekt Nr. 896, 2004. Miljøstyrelsen.

BUWAL (1996). Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I og II. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

CEPI (2003); *Recycling rate: a steady increase in 2002 towards the 2005 target*. Special Recycling 2002 Statistics, Confederation of European Paper Industries, Brussels, Belgium.

CEPI, ERPA, & FEFCO (2004); *The European Declaration on Paper recovery. Annual Report 2003*. Confederation of European Paper Industries (CEPI), European recovered Paper Association (ERPA), & FEFCO. Brussels, Belgium.

Dall O, Christensen CL, Hansen E, Christensen EH (2003). Ressourcebesparelser ved affaldsbehandlingen I Danmark. Miljøprojekt Nr. 804, 2003. Miljøstyrelsen.

DESA (1999). Trends in production and consumption: Selected minerals. United Nations, Department of Economic and Social Affairs.

EEA (2004); *Waste and material flows 2004. Current situation for Europe, Caucasus and Central Asia*. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark.

- EAA (2000); *Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry*. European Aluminium Association, Brussels, Belgium.
- EAA (2001); *Aluminium Industry in Europe – Key Statistics for 2000*. European Aluminium Association (EAA), Press Information, Brussels, Belgium.
- Ekvall, T (1999); *System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment*. PhD thesis. Department of Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
- Ekvall, T., Ryberg, A., & Ringström, E. (2001); *Brytpunkter vid miljömässig jämförelse mellan materialåtervinning och energiutvinning av använda pappersförpackningar*, CIT Ekologik, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden
- Ekvall T (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 29(2000) 91-109.
- Ekvall T, Weidema B (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *Int. J. LCA*. 9(2004) 161-171.
- Farrell F. (2001); *The impact of best available techniques (BAT) on the competitiveness of the European non-ferrous metals industry*. Institute for Prospective Technological Studies (Seville), Joint Research Centre, European Commission.
- Frees N (2002). Miljømæssige fordele og ulemper ved genvinding af plast. Miljøprojekt Nr. 657, 2002. Miljøstyrelsen.
- Frees N, Schmidt A, Grinderslev M, Dall O (2004). Opdatering, fejlretning og oversættelse af UMIP databasen. 2. opdatering. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 2004.
- Frees, N; Hansen, M.S.; Ottosen, L.M; Tønning, K.; Wenzel, H (2005); *Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap – opdatering af vidensgrundlaget*. Miljøprojekt Nr. 1057, 2005. Miljøstyrelsen.
- Hansen E (2004). Status for LCA i Danmark 2003. Introduktion til det danske LCA metode- og konsensusprojekt. Udkast til Miljøstyrelsen marts 2004.
- Hedenberg, Ö., Backlund Jacobson, B., Pajula, T., Person, L., & Wessman, H. (1997); *Use of Agro Fiber for Paper Production from an Environmental Point of View*. NORDPAP DP2/54, SCAN Forskrapport 682. Skogsindustrins Tekniska Forskningsinstitut, Stockholm, Sweden.
- Heyde M, Kremer M (1999). Recycling and recovery of plastics from packagings in domestic waste. LCA-type analysis of different strategies. *LCA Documents Vol. 5*, 1999. ecomed publishers.
- IAI (2003); *Life Cycle Assessment of Aluminium: Inventory Data for the Worldwide Primary Aluminium Industry*. Appendix B, table 3a. The International Aluminium Institute, London, United Kingdom.

- ICSG (2004). International Copper Study Group. ICSG presse release. Copper: Preliminary data for October 2003. <http://www.icsg.org/>
- ISO 14041. Livscyklusvurderinger – en kommenteret oversættelse af ISO 14040 til 14043. DS-Håndbog 126:2001. Dansk Standard.
- ISWA (2004); *ISWA National Waste Management Profile for Germany*. Section 3 Waste Management. Original data source: Federal Statistical Office, Germany.
http://www.iswa.org/uploadfiles/Final_Waste_Info_27_July.htm#TreatGE.
International Solid Waste Association (ISWA), Köpenhamn, Danmark.
- Jacobsen J (2002). Emballageforsyningsmængden 2000. Miljøprojekt Nr. 696, 2002. Miljøstyrelsen.
- Jolly JL (2001). The U.S. Copper-base Scrap Industry and Its By-products. An overview. Copper Development Association Inc., New York, 2001.
- Miljøstyrelsen (1999); *Aluminium – massestrømsanalysen og vurdering af muligheder for at minimere tab*. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, Report 484, København, Danmark.
- Miljøstyrelsen (1999); *Affald 21 - Regeringens affaldsplan 1998 – 2004*. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, København, Danmark.
- Miljøstyrelsen (2003); *Statistik for returpapir og -pap 2001*. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, Project No. 830, København, Danmark.
- Mølgaard, C. (1995). *Environmental analysis of disposal of plastics waste*. Ph.D. thesis PI95-08-A. DTU. Lyngby.
- Nielsen PH, Hauschild M (1998); *Product specific emissions from municipal solid waste landfills*. Part 1: Landfill model. Int. J. LCA 3(3): 158-168.
- Nielsen PH, Exner S, Jørgensen A-M, Hauschild M (1998); *Product specific emissions from municipal solid waste landfills. Part II: Presentation and verification of the computer tool LCA LAND*. Int. J. LCA 3(4): 225-236.
- NordPap (1997); *Use of agro fiber for paper production from an environmental point of view*. Hedenberg, H., Backlund Jacobson, B., Pajula, T., Persson, L. & Wessman, H. NORDPAP DP2/54, SCAN Forskrapport 682, Oktober 1997.
- Ottosen LM, Tønning K (2001). Indsamling af plastflasker og -dunke fra husholdninger. Miljøprojekt Nr. 637. Miljøstyrelsen.
- Ottosen LM (2002). Statistik for plastemballage 2000. Miljøprojekt Nr. 693, 2002. Miljøstyrelsen
- Palmer K, Sigman H, Walls M (1997). The Cost of Reducing Municipal Solid Waste. J Environ Econokm Manage 33, 128 – 150.
- Reforsk (1993); *Milujömässiga skillnader mellan återvinning/återanvändning och förbränning/deponering*. Stiftelsen Reforsk, FoU nr 79, Sverige

Ryberg A. & Eriksson E. (1999); *Sustainable Development within the Aluminium Sector*. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5040. CIT Ekologik, Chalmers Industriteknik, Göteborg, Sweden.

Seppälä J, Koskela S, Melanen M, Palperi M (2002). The Finnish metal industry and the environment. *Resources, Conservation and Recycling* 35(2002) 61-76.

Stakeholder Dialogues (2003).

<http://www.electronicsrecycling.org/Stakeholder/Meetings/May2003Meeting/May2003Summary.asp>

Strömberg K. (2000); *Värdering av aluminium i återvinningssystem – Metodutveckling –Modellering –Programutveckling*. Avdelningen för experimentell fysik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborgs Universitet, Göteborg, Sweden.

Suslow V. Y. (1986); *Estimating monopoly behavior with competitive recycling: An application to Alcoa*. *Rand J. Econom.* 3, 398-403.

TÜV Rheinland (1999). Recycling and recovery of plastics from packaging in domestic waste. LCA-type analysis of different strategies. Summary report. TÜV Verlag GmbH, Köln.

USEPA (2002a); *Municipal Solid Waste in The United States: 2000 Facts and Figures*. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, USA.

USEPA (2002b); *Solid Waste Management and Greenhouse Gases. A Life Cycle Assessment of Emissions and Sinks*. 2nd Edition, EPA530-R-02-006. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, USA.

Weidema B (2003). Market information in life cycle assessment. Environmental project No. 863, 2003. Miljøstyrelsen.