

Affaldsindikatorer

Ole Dall, Carsten Lassen og Erik Hansen
Cowi Rådgivende Ingeniører A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	6
SUMMARY AND CONCLUSIONS	7
1 AFFALDSINDIKATORER - AFPRØVNING	8
1.1 AFPRØVNING AF INDIKATORBEREGNINGEN	8
1.2 OMFANG AF INDIKATORBEREGNING PÅ HELE AFFALDSOMRÅDET	11
2 FRA AFFALDSMÆNGDER TIL MILJØEFFEKTER	12
2.1 NUVÆRENDE INDIKATORER PÅ AFFALDSOMRÅDET	12
2.1.1 Eksisterende statistik på affaldsområdet	12
2.1.2 Formål med de nye indikatorer	14
2.2 INDIKATORER UDVIKLET TIL LCA-VURDERING	15
2.2.1 Miljø- og ressourceindikatorer i UMIP	15
2.2.2 Aggregering af miljø- og ressourceparametre i UMIP	16
2.3 DE NYE INDIKATORER PÅ AFFALDSOMRÅDET	17
2.3.1 Det grundliggende princip for indikatorberegningen	17
2.3.2 Tilgængelige data	18
2.3.3 Præsentation af resultaterne	19
2.3.4 Hvilke indikatorer er relevante?	19
3 SCREENING AF MILJØ- OG RESSOURCE- FORHOLD VED HÅNDTERING AF AFFALD	22
3.1 VIGTIGE PARAMETRE FOR ALLE FRAKTIONER	22
3.2 VURDERING AF DATAGRUNDLAGET FOR ALLE FRAKTIONER	23
3.3 KONKLUSION OM VALG AF INDIKATORER	25
4 BEREGNINGSMETODE OG FORUDSÆTNINGER	26
4.1 BEREGNINGSMETODE OG FORUDSÆTNINGER FOR INDIKATORERNE	26
4.1.1 Materialefraktioner og affaldsmængder	26
4.1.2 LCA-data og allokering af genanvendelsesmaterialer	27
4.2 NYE LCA-DATA	28
4.2.1 Normaliserede ressourceforbrug	29
4.2.2 Normalisering af energiforbrug	30
4.2.3 Deponeringsbehov	30
4.3 BEREGNINGERNES PRAKTISKE UDFØRELSE	31
5 RESULTATER AF BEREGNINGEN	32
5.1 AFFALDSMÆNGDER TIL BEREGNINGERNE	32
5.2 PRÆSENTATION AF BEREGNINGSFAKTORER	33
5.2.1 Ressourcefaktorer	33
5.2.2 Energifaktorer	34
5.2.3 Deponeringsfaktorer	36
5.2.4 Forskelle på faktorerne for de 3 materialer	37
5.3 INDIKATORER FOR AFFALDETS SAMLEDE BELASTNING (MODEL A)	38
5.4 INDIKATORER MED FOKUS PÅ DE REALISEREDE BESPARELSER (MODEL B)	40
5.4.1 Værdien af genanvendte materialer og de potentielle besparelser	42
5.4.2 Potentielle besparelser ved optimering af affaldshåndteringen	43
5.4.3 Afslutning	47

6	MULIGHEDERNE FOR AT ANVENDE INDIKATORERNE PÅ HELE AFFALDSOMRÅDET	48
6.1.1	<i>Tidsforbrug til beregning af livscyklusbaserede faktorer</i>	48
6.2	TIDSFORBRUG TIL AT ESTIMERE MÆNGDERNE AF DE ENKELTE MATERIALEFRAKTIONER	49
6.2.1	<i>Omfang af statusopgørelser</i>	49
6.2.2	<i>Årlig beregning af indikatorer</i>	50
6.2.3	<i>Samlet vurdering af opdateringens omfang</i>	50
7	DISKUSSION	52
7.1	FORMÅLET MED INDIKATORBEREGNINGEN	52
7.2	VURDERINGSMETODER	52
7.2.1	<i>Mangler ved LCA-datagrundlaget</i>	53
7.3	VURDERING AF DATAGRUNDLAGET	54
7.4	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	54
8	ORDLISTE	56
8.1	LIVSCYKLUSTERMER	56
8.2	INDIKATORPARAMETRE	57
8.3	AFFALDSTERMER	57
9	REFERENCER	59

BILAG A:	AFFALDSDATA FOR DE ENKELTE FRAKTIONER
BILAG B:	TIDSFORBRUG VED KORTLÆGNING AF ALT AFFALD
BILAG C:	BEREGNINGSFORUDSÆTNINGER OG LCA-DATA
BILAG D:	TABELLER MED BEREGNINGSDATA OG RESULTATER

Forord

Projektet om "Udvikling af indikatorer til at følge effekten af initiativer inden for affalds- og genanvendelsesområdet" blev bevilliget af Miljørådet i sommeren 1999. Projektets igangsættelsestidspunkt blev dog med Miljøstyrelsens accept udskudt godt et halvt år.

Ved udarbejdelsen af projektet har der været afholdt 4 styregruppemøder, hvor Miljøstyrelsen ved Berit Hallam, Jette Skaarup (kun første møde) og Lone Lykke Nielsen (fra andet møde) samt COWI ved Carsten Lassen og Ole Dall har deltaget.

I arbejdet med projektet har der i første fase været gennemført en analyse af eksisterende metoder og datagrundlag for at vurdere mulighederne for at opstille nogle livscyklusbaserede indikatorer på affaldsområdet. I projektets anden fase er de foreslåede indikatorer blevet afprøvet på de tre materialefraktioner papir, emballageglas og aluminium.

Projektets status som forprojekt betyder, at det ikke har været hensigten at præsentere et færdigt, samlet resultat af en indikatorberegning for hele affaldsområdet. I projektrapporten præsenteres således kun eksempler inden for nogle udvalgte fraktioner, hvilket er opsummeret i afsnit 1. Vægten er lagt på at diskutere beregningsmetoder, datagrundlag og resultaternes anvendelse. De metodiske overvejelser og forudsætningerne for beregningerne er gennemgået i rapporten samt 4 bilag.

Projektrapporten afsluttes med en beskrivelse af formålet med og omfanget af at gennemføre en beregning af indikatorerne for hele affaldsområdet. Bagest i rapporten er en ordliste, hvor de anvendte livscyklus- og affaldsbegreber forklares.

Projektet er udført af en arbejdsgruppe bestående af Ole Dall, Carsten Lassen og Erik Hansen, alle fra COWI, Rådgivende Ingeniører AS.

Projektet er afsluttet i januar 2002.

Sammenfatning og konklusioner

Forprojektet har haft til formål at undersøge, hvordan nogle livscyklus-baserede indikatorer kan beregnes og anvendes til dels at prioritere indsatsen inden for affaldsområdet, dels at følge udviklingen inden for området i et miljø- og ressourceperspektiv.

Efter en indledende gennemgang af miljøforhold ved affaldshåndtering af de enkelte fraktioner konkluderes, at det vil være relevant at inddrage en række miljøeffekter i vurderingen. Men på grund af datamangel vil det næppe være muligt at gennemføre de nødvendige livscyklusbaserede beregninger, der tager højde for alle miljøeffekter. Især for affaldets indhold af giftige og svært nedbrydelige stoffer kan der ikke skaffes tilstrækkelige data.

Der er i projektet foreslået 3 livscyklusbaserede indikatorer, som udtrykker *ressourcetab, primærenergiforbrug samt deponeringsbehov* for hver enkelt affaldsfraktion. De tre indikatorer supplerer hinanden - men giver ikke nødvendigvis et fuldt dækkende billede af miljøforhold ved håndtering af affald. Ressourcetabet udtrykker en samlet måleenhed for de materialer, der går tabt ved affaldshåndtering. Primærenergiforbrug er valgt som indikator for en række miljøeffekter som drivhuseffekt og forsurelse, der især er knyttet til energiforbrug. Det beregnede deponeringsbehov udtrykker det samlede behov, der er for deponering af affald i hele materialets livscyklus.

Et vigtigt omdrejningspunkt i projektets diskussioner har været, hvilke indikatorer det er muligt at beregne i forhold til ønskerne om, hvad indikatorerne skal vise. Det har resulteret i, at beregningerne er præsenteret på to forskellige måder, som hver har deres styrker og svagheder. For begge modeller gælder, at det grundet datausikkerhed og mangler vil være tale om, at indikatorerne må betragtes som et støtteværktøj til en beslutningsproces, der inddrager flere faktorer. En løbende offentliggørelse af indikatorværdierne til en bredere kreds vil kræve formidling af en række forudsætninger og forbehold.

Indikatorberegningen jf. model A, vil kunne give en slags statusbillede for den ressource- og miljømæssige betydning af de fleste affaldsfraktioner, men vil være ganske omfattende. Samtidig vil de resultater, der frembringes, først og fremmest kunne bruges til en diskussion af, hvor der er behov for at reducere affaldsmængderne ved indgreb i produktions- og forbrugsleddet, hvilket ligger uden for målet med nærværende projekt.

Model B vil imidlertid være egnet til at opfylde det væsentligste formål med indikatorberegningen, nemlig at udpege de mest betydelige ressource- og miljømæssige potentialer ved yderligere optimering af affaldshåndteringer. Samtidig vil model B også kunne dokumentere, at den hidtidige indsats for miljømæssig optimering af affaldshåndteringen faktisk har givet resultater.

Model B vil kunne gennemføres inden for 8 mandmåneder første gang, og vil kunne opdateres årligt med en indsats på omkring 2 mandmåneder (inkl. fremskaffelse og opdatering af LCA-data).

Summary and conclusions

The aim of this pilot project was both to investigate the extent to which life cycle-based indicators could be calculated and applied to help prioritise efforts in the field of waste management, and follow the development of waste management in an environmental and resource perspective.

A preliminary analysis of the environmental effects of managing individual waste fractions showed that a number of environmental impacts should be included in the assessment. However, completing relevant life cycle-based calculations that take all environmental impacts into account is not possible because the data required is not available. It is particularly difficult to obtain accurate data on the content of toxic and persistent substances in waste.

Three life cycle-based indicators are proposed for all waste fractions that reflect *resource consumption*, *primary energy consumption*, and *landfill requirement*. These indicators supplement each other, but do not necessarily provide a complete picture of the environmental effects of waste management. Resource consumption reflects the overall unit for materials that are consumed during waste management. Primary energy consumption is chosen as an indicator for various environmental impacts such as global warming and acidification, which are primarily linked to energy consumption. The landfill requirement indicator specifies the total landfill space needed for disposing of waste from the entire life cycle of a given waste fraction.

An important point of discussion throughout the project has been which indicators it is possible to calculate compared to the environmental impacts that these indicators reflect. These discussions have led to the results being presented in two different ways that each have distinct strengths and weaknesses (referred to as Model A and Model B). For both models, incomplete and uncertain data means that the indicators should be regarded as a helpful tool in the decision making process, which involves a variety of factors. The continuous publication of indicator values to a wider audience will require careful presentation of the main assumptions and uncertainties.

Model A provides a kind of overview of the resource consumption and environmental effects of the majority of waste fractions. However this would be a rather comprehensive and time-consuming task. In addition, the results would primarily be useful in a discussion of the extent to which there is a need to reduce waste generated during the production and use phases of a product's life cycle, which is beyond the scope of this project.

Model B, on the other hand, adequately fulfils the most important aim of calculating life cycle-based indicators, namely to identify the most significant potential resource and environmental savings associated with further optimising waste management operations. At the same time, Model B would be able to document that efforts to minimise the environmental impacts of waste management have so far proven to be effective. Model B can initially be implemented within 8 working months, and can subsequently be updated on a yearly basis within approximately 2 working months (including obtaining and updating LCA data).

1 Affaldsindikatorer - afprøvning

Som en del af projektet er der foretaget en afprøvning af indikator-beregningen for 3 udvalgte materialefraktioner, nemlig papir & pap, glasemballage samt aluminium. Det har ikke været hensigten at præsentere et færdigt, samlet resultat af en indikatorberegning. Beregningseksemplerne skal derfor betragtes som eksempler, der kan belyse, hvad indikatorerne kan bruges til og hvordan de kan præsenteres. Beregningen af indikatorerne for de 3 fraktioner vil nødvendigvis skulle opdateres, hvis det senere beslutes at gennemføre en indikatorberegning for hele affaldsområdet. I dette afsnit opsummeres resultatet af beregningseksemplerne. I afsnit 5 samt bilag D præsenteres alle resultater samt beregningsgrundlaget.

Indikatorerne er livscyklusbaserede, hvilket betyder, at der indregnes miljø- og ressourceforhold lige fra materialernes indvinding til bortskaffelse. I princippet indgår alle input og output i beregningen. Ved den miljømæssige vurdering vil der i praksis blive udeladt en række input og output der ikke kan skaffes data for. Beskrivelsen af hvad der indgår eller er udeladt er derfor vigtig i forbindelse med præsentation af resultaterne.

Det er valgt at betragte et system, hvor det antages, at det for alle materialer, som smides ud, vil være nødvendigt at producere nye materialer til erstatning. Hvis man bortskaffer et materiale til deponi, vil der skulle bruges ressourcer og energi til fremstilling af nyt materiale. Ligeledes vil der genereres affald ved udvinding og oparbejdning af det nye materiale. Hvis materialerne ved bortskaffelse i stedet genanvendes, vil der skulle produceres færre nye materialer, ligesom der for energiholdige materialer vil være mulighed for genvinding af en del af energien.

Indikatorberegningerne bygger på en række forudsætninger og er samtidig behæftet med en vis usikkerhed. De egner sig således ikke direkte til formidling til en bred kreds, men kan indgå i beslutningsgrundlag, der har til formål at prioritere indsatsen for optimering af affaldshåndteringen. Det gælder både vurdering af, hvilke affaldsfraktioner der miljø- og ressourcemæssigt er mest belastende og hvilke behandlingsformer, der er optimale for de enkelte fraktioner. Indikatorerne kan således supplere de nuværende mængdemæssige opgørelser af affaldsfraktioner, kilder og behandlingsform, således at det er muligt at prioritere indsatsen med henblik på en ressource- og energimæssig optimering af affaldshåndteringen samt at undgå behandlingsformer, der forøger det samlede deponeringsbehov i materialernes livscyklus.

1.1 Afprøvning af indikatorberegningen

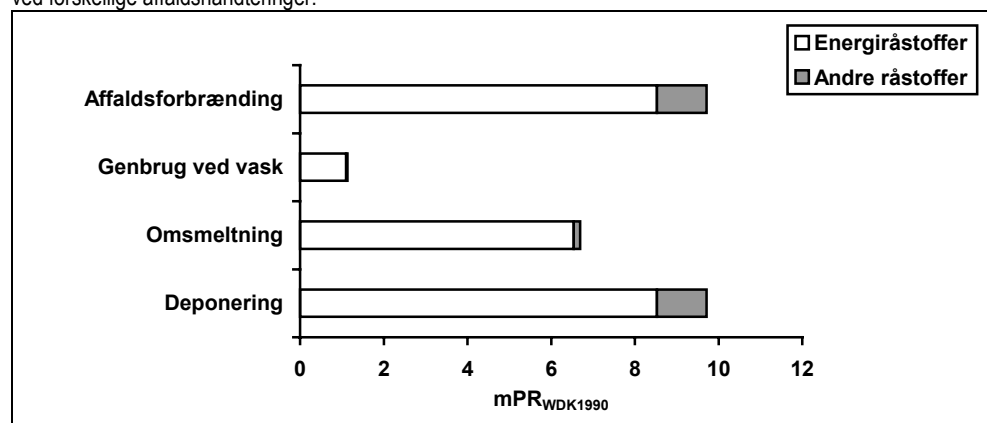
Formålet med at afprøve indikatorerne på nogle udvalgte materialefraktioner har dels været at undersøge, om der kan skaffes data til beregningerne, dels at vurdere tidsforbruget til beregningerne. Samtidig har det været muligt at afprøve nogle forskellige præsentationer af resultaterne, og projektet har resulteret i forslag til 2 forskellige præsentationsmåder.

Begge præsentationsmåder (benævnt model A og B) er baseret på de samme beregningsfaktorer for materialernes livscyklusaspekter, men adskiller sig i behovet for præcise mængdemæssige data om de enkelte materialefraktioner.

Behovet for mængdedata har afgørende betydning ved vurdering af omfanget af en indikatorberegning for hele affaldshåndteringen.

Beregning af de LCA- baserede faktorer for hhv. ressourcer, energi og deponibehov gennemføres for hver behandlingsform for den enkelte affaldsfraktion. Metoder og principper er beskrevet i projektet. Figur 1.1 er et eksempel på de beregnede faktorer, som viser ressourceanvendelse ved de relevante affaldshåndteringer af glasemballage. I projektet præsenteres tilsvarende profiler for ressourcer, energi og deponibehov for affaldsfraktionerne papir, glas og aluminium.

Figur 1.1. Samlet nettoressourceforbrug knyttet til behandling af 1 ton glas og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



Enheden er milli personreserver, mPR (se ordforklaring for uddybning).

I den første præsentationsmodel (A) ganges de ovennævnte faktorer for hver enkelt affaldsfraktion og behandlingsform med de samlede omsatte mængder inden for hver affaldsfraktion og behandlingsform. Fx ganges mængden af emballageglas i tons, der bortskaffes ved affaldsforbrænding, med 9,7 mPR pr. tons (se figur 1.1). Resultatet for hver af de 4 behandlingsformer lægges sammen og udgør ressourceindikatorværdien for affaldshåndtering af glas. Resultatet for de 3 indikatorer og materialer vises i figur 1.2.

Model A udtrykker mængden af ressourcer, der skal skaffes på ny, hvis materialet efter anvendelse og affaldsbehandling skal have sin oprindelige værdi. Med den model bliver alle lødighedstab (se ordforklaring) i produktets livsforløb tilskrevet affaldshåndteringen – det vil sige at der ikke foretages en allokering (se ordforklaring) af ressource- og miljøbelastning mellem produktets forskellige faser i livsforløbet. Det kan imidlertid accepteres, når formålet er at sammenligne forskellige former for affaldshåndtering og ikke tegne et absolut billede af affaldshåndteringsens miljømæssige betydning.

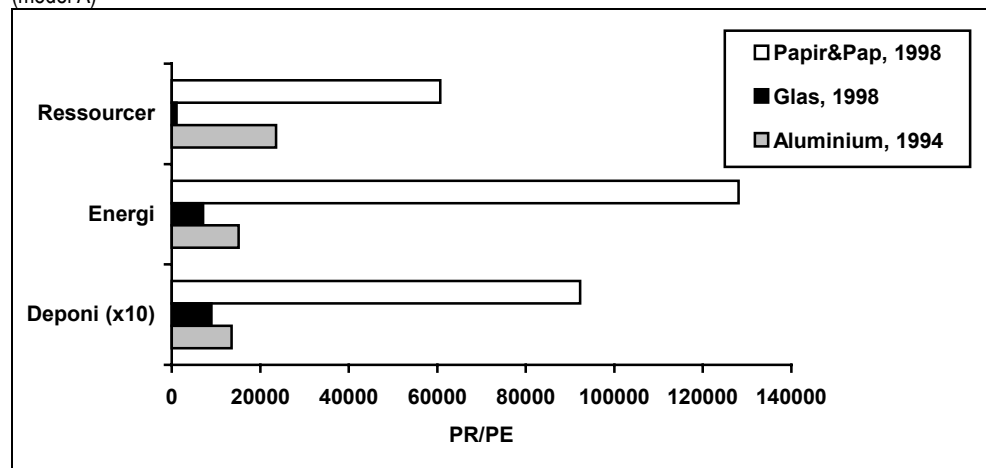
Ved model B beregnes den ressource- og miljømæssige fordel, der er ved at genbruge affaldet samt genvinde materialer eller energi fremfor blot at deponere affaldet. Metoden til beregning er i princippet den samme som ved model A, hvor indikatorværdien for en bestemt behandlingsform ganges med den behandlede affaldsmængde. Men model B tager beregningsmæssigt udgangspunkt i forskellen i den behandlede mængde og forskellen i indikatorværdien ved de alternative behandlingsformer.

Model B sammenligner således de forskellige behandlingsformer og fremtræder ikke som en absolut værdi for affaldsfraktionernes ressource- og miljømæssige betydning. Model B viser de realiserede ressource- og miljømæssige besparelser, der er ved den aktuelle håndtering af affaldsstrømmene i forhold til blot at lade stå

til og deponere det hele. Hvis det ønskes, kan model B udbygges med en delvis skønsmæssig beregning over de potentialer, der vil kunne realiseres ved en optimal håndtering af affaldet, hvilket også forsøges i projektet. Figur 1.3 er et eksempel herpå.

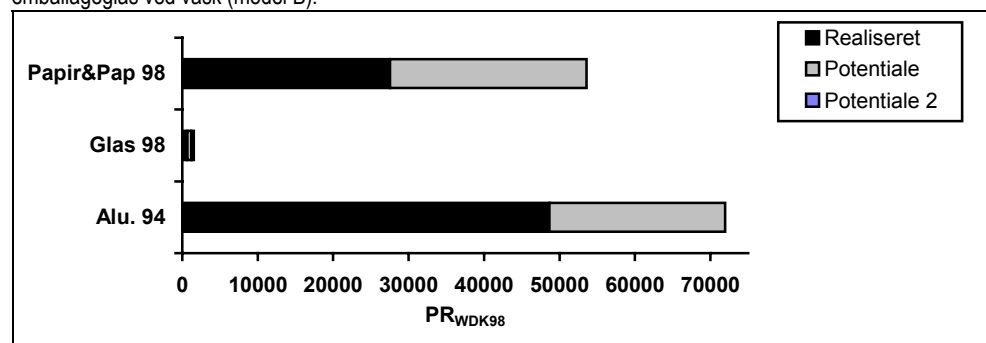
Figur 1.2

Forbrug af ressourcer, energi og deponibehov ved bortskaffelse af affald og produktion af erstatningsmaterialer. (model A)



Følgende enheder er benyttet: Ressourceforbrug: PR_{WDK90} , energiforbrug: PE_{DK98} , deponeringsbehov: $PE_{AFFALD DK98}$. Se uddybning i ordforklaring. Værdierne for deponeringsbehov skal ganges med 10. Det skal pointeres, at de tre indikatorer kun er vist på samme figur af praktiske årsager. Hver indikator skal læses for sig.

Figur 1.3: realiserede besparelser ved den nuværende affaldshåndtering og mulige potentialer for besparelse i ressourceforbrug knyttet til bortskaffelsen af tre materialefraktioner. "potentiale 2" er genbrug af alt emballageglas ved vask (model B).



Enheden PR er Personreserver, se ordforklaring.

Det kan diskuteres, hvor stort potentialet for besparelser reelt er og hvilke bortskaffelsesformer, der skal lægges til grund for beregning af dette potentiale. I eksemplet er potentialet for emballageglas således beregnet på grundlag af en antagelse om, at alt emballageglas enten blev genanvendt eller genbrugt. Det ses, at det i relation til ressourceforbrug er af langt større betydning, at vi genanvender aluminium og pap & papir, end at vi genanvender glas. Det ses også, at der for fraktionerne pap & papir og aluminium er et større potentiale for yderligere ressourcemæssige besparelser. Det er imidlertid vigtigt at sammenholde ressourceindikatoren med de 2 andre indikatorer for energiforbrug og deponibehov (se kapitel 5), samt eventuelt inddrage andre vurderinger, herunder eventuel udledning af toksiske stoffer til omgivelserne, inden der kan drages en endelig konklusion.

1.2 Omfang af indikatorberegning på hele affaldsområdet

Hvis formålet er at skaffe et overblik over de forskellige affaldsfraktioners relative bidrag til den ressource- og miljømæssige påvirkning af omgivelserne, er model A mest relevant. Herved får man mulighed for bl.a. at udpege de områder, hvor affaldets miljøbelastning vil kunne reduceres ved *at reducere affaldsproduktionen* eller ved at fremme anvendelsen af andre materialer ved produktfremstillingen. Perspektivet er interessant, men lægger i høj grad op til forandringer i vareproduktionen og ændring af forbrugsvaner, hvilket er uden for nærværende projekts fokusområde.

Hvis ønsket derimod er at fokusere på de miljø- og ressourcemæssige gevinster og potentialer, der er ved *optimering af affaldshåndteringen* inden for hele affaldsområdet, vil model B være tilstrækkelig. Gennemføres model B for alle affaldsfraktioner, vil det være muligt at identificere de største ressource- og miljømæssige besparelser ved affaldshåndteringen. Det vil også være muligt at supplere med beregninger, der fokuserer på, hvilke fraktioner der rummer de største potentialer for besparelser udover de allerede realiserede. Endelig vil der være mulighed for at afgrænse opgørelsen til nogle udvalgte fraktioner, hvor man ønsker at vurdere de ressource- og miljømæssige gevinster ved valg af forskellige affaldsbehandlingsformer.

Begge præsentationsmåder er baseret på samme beregningsfaktorer for materialernes livscyklusaspekter, men adskiller sig ved behovet for præcise mængdemæssige opgørelser af de enkelte materialefraktioner. Model B er mindst krævende, idet den først og fremmest forudsætter data fra affaldsstatistikken vedrørende de enkelte affaldsfraktioner, og hvordan de behandles. Det er ikke i samme grad som ved model A nødvendigt at kende de samlede, omsatte mængdemængder i samfundet for at beregne indikatorværdierne. For de områder, hvor man ønsker at beregne potentialerne for optimering af affaldshåndteringen, skal der dog skaffes en række supplerende data, men denne datasøgning kan i et vist omfang erstattes af kvalificerede skøn, uden at det påvirker hele beregningens resultat.

Uanset om man vælger model A eller B, skal der beregnes livscyklusbaserede faktorer for rundt regnet 50 materialefraktioner bortskaffet på 2-4 forskellige måder. Sådanne data er i vidt omfang til rådighed i LCV-databasen eller andre LCA-databaser, men skal givetvis suppleres eller opdateres på en række områder. Skønsmæssigt skal der bruges ca. 2 mandmåneder til beregning af de livscyklusbaserede faktorer første gang, og ca. ½ mandmåned til en årlig opdatering.

Med hensyn til mængdedata afhænger omfanget af, om man vælger model A eller B. Det anslås at det til gennemførelse af en beregning for hele affaldsområdet for model A vil kræve 10-20 mandmåneder at lave opgørelser af mængdedata for alle materialefraktioner, evt. 10 måneder mere, hvis der ikke findes anvendelige massestrømsanalyser eller materialestrømsstatistikker for en række relevante materialer.

Vælges model B med en beregning af de realiserede besparelser samt de udvalgte potentialer ved optimering af affaldshåndteringen, vil mængdedata kunne fremskaffes med en indsats på 3-5 mandmåneder. Model B vil kunne opdateres årligt på omkring 1-1½ mandmåned.

2 Fra affaldsmængder til miljøeffekter

I dette kapitel beskrives den overordnede idé med at udvikle nogle indikatorer på affaldsområdet. Desuden udredes forskellen på indikatorer for miljøeffekter og den eksisterende mængdebaserede affaldsstatistik.

2.1 Nuværende indikatorer på affaldsområdet

De indikatorer, der i dag anvendes til at følge udviklingen inden for affalds- og genanvendelsesområdet i Danmark, er rene mængdeopgørelser af de totale affaldsmængder fordelt på behandlings- og bortskaffelsesformer.

For hver affaldskategori anvendes følgende indikatorer:

- Samlet affaldsmængde – eventuelt beregnet pr. indbygger
- Bortskaffelsesmønstret fordelt på særlig behandling, genanvendelse, forbrænding og deponering – eventuelt præsenteret som procentfordeling.

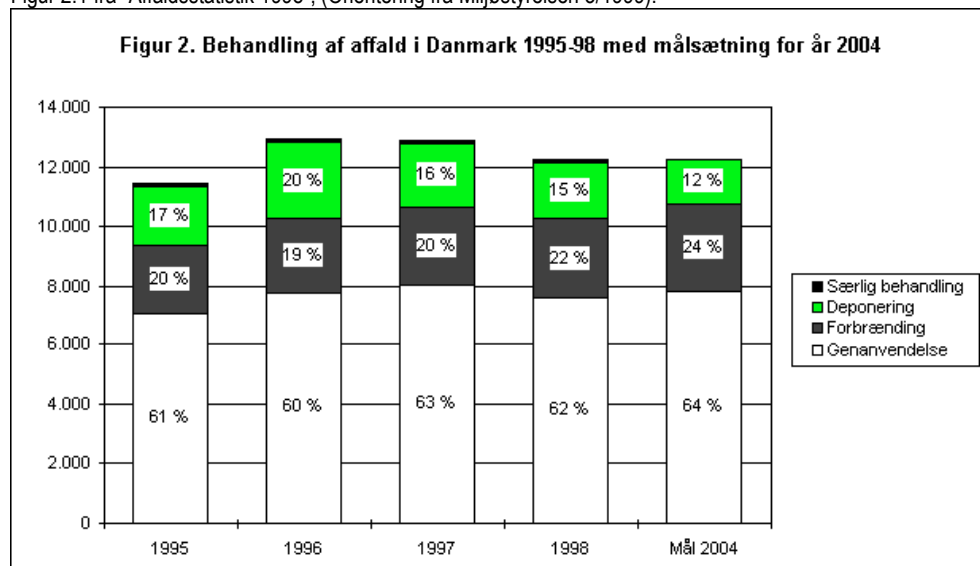
Indikatorerne er udviklet på grundlag af den nuværende strategi på affaldsområdet - det såkaldte affaldshierarki - der rangordner de forskellige behandlings-/bortskaffelsesformer som følger: Affaldsforebyggelse > genanvendelse > forbrænding > deponering. Indikatorerne har den fordel, at de er enkle, indiskutable og kan anvendes entydigt til at illustrere, i hvilken grad de opstillede politiske mål nås. Målsætningerne er imidlertid i højere grad formuleret i forhold til at nedbringe affaldsmængderne, frem for at sigte direkte på at nedbringe energi-, ressource- og miljøbelastningerne ved affaldshåndteringen.

Det skal bemærkes, at mens bortskaffelsesmønstret vil være afhængigt af politiske tiltag inden for affaldsområdet, er affaldsforebyggelse især afhængig af tiltag i relation til produktion og forbrug af produkter. Forbrugsområdet ligger imidlertid lidt uden for nærværende projekt, der skal fokusere på bortskaffelse ved forbrænding eller deponi eller genanvendelse og genbrug af de frembragte affaldsmængder.

2.1.1 Eksisterende statistik på affaldsområdet

Figur 2.1 stammer fra Affaldsstatistik 1998. Den sammenligner de samlede affaldsmængder og bortskaffelsesmønstret med de opstillede mål for år 2004 i regeringens handlingsplan.

Figur 2.1 fra "Affaldsstatistik 1998", (Orientering fra Miljøstyrelsen 3/1999).



Mål-2004: Målsætning for år 2004 i regeringens handlingsplan (Affald 21).

Overordnede indikatorer for hele affaldsområdet opnås i dag ved at aggregere alle affaldskategorier på grundlag af mængder. I de aggregerede indikatorer (som i figur 2.1) tæller mængden af fx haveaffald således lige så meget som mængden af aluminiumskrot, selv om de miljømæssige effekter vil være meget forskellige.

Det er vigtigt at gøre sig klart, at nogle nye LCA-baserede indikatorer for affaldsområdet forventes at skulle tjene som redskab især for de offentlige myndigheder, der er ansvarlige for affaldshåndteringen. Den eksisterende statistik tjener samme formål, idet planlægning af nye initiativer på affalds- og genanvendelsesområdet bl.a. tages med udgangspunkt i den eksisterende viden om affaldsproblemernes omfang samt den aktuelle håndtering heraf. Planlægning af behandlingskapacitet og optimering af økonomien ved fx forbrænding, deponering eller oparbejdningsanlæg til genanvendelse forudsætter ofte detaljeret viden om affaldsstrømme. Også landspolitiske initiativer med henblik på at regulere affaldsmængder og behandlingsmetoder kræver et statistisk grundlag til kortlægning og analyse af udviklingsbehov.

Den danske affaldsstatistik ISAG er baseret på opgørelse af indsamlede affaldsmængder grupperet på en række kategorier, der tilstræbes afstemt med EU-lovgivningen, og de såkaldte EAK-koder for farligt affald. Det er affaldsbehandlere der er ansvarlige for registrering og indberetning til myndighederne. Da ISAG-registreringen er veletableret og anvendelsen af EAK-koderne er relativt ny i Danmark, er ISAG-statistikken på flere måder den mest præcise, selvom EAK-koderne i princippet giver det mest detaljerede billede når det drejer sig om farligt affald.

I projektet vurderes det om ISAG-statistikken vil kunne anvendes som grundlag for en indikatorberegning. Når anvendelsen af EAK-koderne er mere veletableret, vil denne registrering eventuelt kunne være relevant at inddrage i en kommende indikatorberegning i det omfang farligt affald skal indgå heri

ISAG-systemet indeholder data for de fraktioner, der håndteres adskilt ved affaldsbehandlingen, fx papir der genanvendes eller dagrenovation, der forbrændes. For en række fraktioner kan affaldsstatistikken sammenholdes og suppleres med anden statistik. Fx kan man sammenholde produktions- og forsyningsstatistikken med affaldsstatistikken og få et billede af, hvor de producerede varemængder ender

i affaldsstatistikens fraktioner. Dette er hidtil gjort for en række materialer i de såkaldte materialestrømsstatistikker. Derved bliver det for en række materialefraktioner muligt at beregne, hvor stor del af de forbrugte materialer der ender til genanvendelse, forbrænding eller deponi.

To centrale præsentationsformer og anvendelser af affaldsstatistikken er:

- 1) Udviklingen i de totale affaldsmængder fordelt på kilder og sektorer, såsom husholdning, erhverv, storskrald mv. Sådanne opgørelser giver mulighed for at rette indsatsen på affaldsområdet mod de mest relevante sektorer.
- 2) Behandlingsform fordelt på en række affaldstyper. Behandlingsformerne omfatter genanvendelse, forbrænding, deponering og særlig behandling. For den del af affaldet, der går til genanvendelsen, er statistikken fordelt på en række specifikke materialefraktioner. Opgørelsen giver mulighed for at beregne genanvendelsesprocenten, der til en vis grad udtrykker realiseringen af de politiske målsætninger i forhold til øget genanvendelse.

Den nuværende statistik giver grundlag for at planlægge affaldshåndteringen, fx med hensyn til udbygning af behandlingskapacitet. Problemet med kun at se på mængdeopgørelser og genanvendelsesgrader for de forskellige affaldskilder er, at miljø- og ressourceproblemer forbundet til de forskellige affaldsfraktioner ikke opgøres og vurderes. Det er heller ikke muligt at vurdere miljø- og ressourceforhold ved forskellige håndteringer af affaldsfraktionerne, og fordelene ved én behandlingsform fremfor en anden fremgår ikke.

Desuden er der en række miljømæssige forhold, der ligger uden for den direkte affaldshåndtering, men hvor affaldsbehandlingen har en afgørende betydning for miljøpåvirkningen. De nye indikatorer skal derfor være baseret på en livscyklusbetragtning, der principielt indregner alle miljø- og ressourcemæssige ændringer, der er forårsaget af de forskellige affaldsbehandlinger.

2.1.2 Formål med de nye indikatorer

I det følgende diskuteres mulighederne for at udvikle indikatorerne til også mere direkte at reflektere de ressource- og miljøeffekter, som affaldshåndteringen giver anledning til. Indikatorerne vil blive udviklet ud fra en livscyklustankegang. Ved overvejelserne vil det være væsentligt at have to niveauer i brugen af indikatorer for øje:

Samlede affaldsmængder. Ved sammenligning og aggregering af indikatorerne for de enkelte affaldsfraktioner vil nye indikatorer eventuelt i højere grad end de nuværende kunne afspejle de reelle energi-, ressource- og miljømæssige konsekvenser af udviklingen inden for affaldsområdet. Denne type opgørelser vil kunne anvendes til at prioritere indsatsen ud fra hvilke affaldsfraktioner, der udgør den største belastning eller det største ressourcetab. Dette kræver dog, at der kan udvikles indikatorer, som kan anvendes på de fleste affaldsfraktioner.

Enkelte affaldsfraktioner. Nye indikatorer inden for den enkelte affaldstype vil eventuelt kunne tage højde for, at affaldshierarkiet mellem de forskellige behandlings- og bortskaffelsesformer i visse tilfælde ikke afspejler de reelle forskelle i et miljømæssigt perspektiv. En sådan brug af indikatorerne vil ikke kræve, at indikatorerne kan anvendes på flere affaldsfraktioner, men først og fremmest at de rummer data, der gør forskellige behandlingsformer af samme affaldstype sammenlignelige. Det vigtige her er at vise ressource- og miljømæssige forskelle mellem behandlingsformerne.

Endelig er det vigtigt at forholde sig til, at der kan være forskellige ambitioner med anvendelsen af indikatorerne. Hvis formålet er at følge udviklingen tæt over en årrække, og man ønsker at bruge indikatorerne til at foretage løbende justeringer af affaldspolitikken, er det vigtigt at indikatorerne kan opdateres jævnlige – fx årligt, og at analysen er til rådighed inden for en rimelig tidshorisont.

Hvis ambitionen derimod er at foretage en status med fx 5 års mellemrum, og det kan accepteres, at det tager nogen tid at foretage analysen, er kravene til datakilderne anderledes. Det vil da i højere grad være muligt at trække på statusopgørelser, specifikke undersøgelser af enkeltfraktioner o.lign.

Formålet med udarbejdelse af indikatorer er at supplere de rene mængdemæssige opgørelser med nogle miljømæssige indikatorværdier, der kan indgå i prioriteringsgrundlaget, når affaldsplanlægningen skal revideres. De forventes at ske løbende, men med en samlet revision hvert 3. - 5. år.

Målet med nærværende projekt er at udarbejde indikatorer, der kan opdateres årligt inden for alle affaldsfraktioner, således at man får nogle miljø- og ressourceindikatorer, som kan supplere den eksisterende affaldsstatistik. På grund af et utilstrækkeligt datagrundlag kan man dog være nødsaget til at ændre målsætning for gennemførelse af indikatorberegningen. For nogle affaldsfraktioner må det forventes at gå nogle år mellem beregningerne. I kapitel 6 gives et konkret bud på de fraktioner, der kan opdateres løbende, og hvilke der kan opdateres mere periodisk.

2.2 Indikatorer udviklet til LCA-vurdering

Ved udvikling af nye indikatorer for affaldsområdet på baggrund af en livscyklustankegang vil det være hensigtsmæssigt i første omgang at forholde sig til de indikatorer, som anvendes inden for LCA (se ordliste), og her især den danske UMIP-metode (se ordliste) (UMIP, 1996).

Overordnet beskæftiger UMIP-metoden sig med 5 grupper af indikatorer, som knytter sig til følgende områder:

- Miljøeffekter
- Sundhedsaspekter, der ikke er knyttet til arbejdsmiljøet
- Arbejdsmiljøeffekter
- Ressourceforbrug
- Fast affald.

Inden for områderne miljøeffekter og ressourceforbrug er der udviklet metoder, så det i nogen grad er muligt at aggregere effekterne ved vægtning af de enkelte indikatorer. I det følgende vil indikatorerne og mulighederne inden for miljø- og ressourceområdet kort blive opridset.

2.2.1 Miljø- og ressourceindikatorer i UMIP

Følgende indikatorer indgår for øjeblikket i UMIP-metoden:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Næringssaltbelastning
- Stratosfærisk ozonnedbrydning
- Fotokemisk ozondannelse

- Akut økotoxicitet
- Akut humantoxicitet
- Persistent human- og økotoxicitet
- Arbejdsmiljø
- Ressourceforbrug
- Volumenaffald
- Farligt affald
- Radioaktivt affald
- Slagge og aske.

Hidtil er der ikke gennemført tilstrækkelige analyser af miljøeffekterne knyttet til affaldsbortskaffelse i et langsigtet perspektiv. Derfor har UMIP projektet valgt at anvende **de 4 ovenstående** affaldsgrupper til deponering, som en slags aggregerede indikatorer for miljøeffekterne knyttet til affaldsbortskaffelse.

Affaldsmængden angives i vægtenhed og normaliseres i forhold til den samlede danske affaldsmængde inden for hver affaldskategori. Med henblik på at beregne emissioner, og dermed miljøeffekter fra udvalgte affaldsbehandlings- og deponeringsprocesser i Danmark, er der af Miljøstyrelsen igangsat et projekt vedrørende "LCA og affaldsdeponering" (Miljøstyrelsen, 1999). Det foreløbige resultat af arbejdet er at arbejdsgruppen anbefaler at affaldskategorierne afløses af bidrag til de øvrige effektkategorier samt til 2 nye effektkategorier:

- Toksiske påvirkninger inden for de første 100 år, der medregnes under de øvrige effektkategorier vedrørende toxicitet
- "Deponeret toxicitet", som er en ny effektkategori, som angiver toksicitetspotentialet af det deponerede affald i et langsigtet perspektiv
- Deponeringsbehov, som påregnes afløst af arealanvendelse, når denne kategori engang bliver gjort operationel. Der er dog endnu ikke færdigudviklet metoder til at arbejde med arealbeslaglæggelse i UMIP-metoden. Men netop i forhold til affaldsbortskaffelsen ville det dog være relevant at have dette aspekt med.

2.2.2 Aggregering af miljø- og ressourceparametre i UMIP

I UMIP-metoden sker der kun en egentlig aggregering af data ved grupperingen i de enkelte effektkategorier som nævnt ovenfor (se karakterisering i ordliste). Men for at bringe størrelsen af effektkategorierne på samme skala, sker der for hver effektkategori også en normalisering (se ordliste) i forhold til globale eller regionale udledninger eller forbrug pr. person. Dvs. at alle udledninger og forbrug udtrykkes som personækvivalenter (PE) i forhold til de aktuelle forbrug og udledninger pr. person. Personækvivalenterne siger noget om, hvor stor andel af det eksisterende forbrug eller udledning, som kan tilskrives det undersøgte produkt eller område.

UMIP-metoden giver udover normaliseringen et forslag til, hvordan nogle effektkategorier kan vægtes (se vægtning i ordlisten), så de i højere grad er sammenlignelige - dog uden at foretage en direkte aggregering af de enkelte faktorer. Det vil dog i princippet være muligt at gøre for hhv. miljøeffekterne og ressourceforbrugene, hvilket også er gjort i flere andre sammenhænge.

Miljø- og sundhedparametrene: Hvis der foretages en sammenvejning af de mange typer miljøbelastninger, kan man med fordel skelne mellem de human- og

økotoksiske parametre og de øvrige parametre, idet førstnævnte generelt er langt mere usikre og ofte mangler gode data til opgørelserne.

Ressourceforbrug håndteres i UMIP-metoden ved at relatere forbruget af hver ressource til de samlede globale reserver af den pågældende ressource. Der skelnes mellem fornybare og ikke-fornybare ressourcer. Fornybare ressourcer vægter med 0, medmindre de indvindes i en grad, der gør at den tilgængelige mængde aktuelt reduceres. Eksempelvis ressourcen grundvand i Danmark, som i visse egne af landet bruges hurtigere, end den gendannes. De herved opnåede vægtede ressourceforbrug kan evt. aggregeres til en samlet indikator for ressourceforbrug.

Affaldsbortskaffelse ved deponering håndteres i UMIP-metoden som ovenstående 4 forskellige typer affald til deponi, idet der endnu ikke er foretaget en opgørelse af udvekslingerne med omgivelserne af forurening og ressourcer for hele deponeringperioden. Affald i deponi indgår fra alle livscyklusfaser; eksempelvis indregnes også mineaffald til de 4 affaldskategorier. Dog er de tilgængelige databaser ofte mangelfulde på det punkt. Affaldsdeponeringen kan aggregeres efter samme princip som de øvrige miljømæssige UMIP-parametre, dvs. normaliseres og vægtes med de politiske fastsatte reduktionsmål.

Arbejdsmiljø er erfaringsmæssigt vanskeligt at håndtere, hvis vurderingen omfatter mange forskellige processer. I det igangværende projekt om videreudvikling af UMIP-projektet er der udgivet en foreløbig rapport, der ud fra et eksisterende statistisk grundlag kvantificerer arbejdsmiljøbelastningen inden for en række brancher.

Affaldsbehandlings- og genvindingsindustrien er imidlertid ikke selvstændigt opgjort heri. Det skyldes dels, at branchen er forholdsvis ny og relativt lille og derfor ikke behandles selvstændigt i den generelle statistik, dels at der ikke er mange systematisk indsamlede erfaringer med arbejdsmiljø inden for genvindingsindustrien overhovedet (Schmidt, Anders pers. komm. 2000). Der er dog iværksat en række undersøgelser af arbejdsmiljøforholdene ved affaldshåndtering og dermed vil det formentlig blive muligt at skaffe de relevante data på et senere tidspunkt.

2.3 De nye indikatorer på affaldsområdet

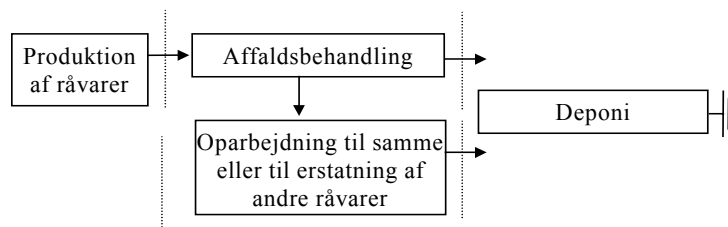
I kapitel 4 gennemgås metoderne til beregning af nogle nye affaldsindikatorer på basis af de ressource- og miljømæssige forhold knyttet til bortskaffelse af de forskellige affaldsfraktioner. Resultaterne vil blive præsenteret på 2 grundliggende forskellige måder, som tager udgangspunkt i de samme beregningsprincipper.

2.3.1 Det grundliggende princip for indikatorberegningen

Ved beregning af de livscyklusbaserede indikatorer for affaldshåndteringen er der principielt taget udgangspunkt i, at samfundets materialeforbrug er konstant eller stigende inden for det tidsrum, beregningen skal anvendes. Det betyder, at hvis noget materiale tages ud af cirkulation, enten ved deponi eller forbrænding, skal der nye råvarer ind i systemet til erstatning for de mistede. Det er imidlertid muligt, at der ved en eventuel kortlægning af hele affaldsområdet vil være materialer, hvor denne forudsætning ikke holder. Fx for anvendelsen af materialer, der ud fra en miljømæssig betragtning er uønskede, og det er besluttet at udfase brugen helt. I den situation bliver konsekvensen fx, at genanvendelse af materialet ikke får nogen værdi.

En anden nødvendig forudsætning har været at regne på dele af livscyklussen for produkter - nemlig de dele, der vedrører råvare- og materialefremstilling samt affaldsbehandlingen. I det omfang at materialerne genvindes eller erstatter andre materialer, inden de går til grunde ved forbrænding eller deponi, indgår de også i beregningen som en reduktion af materialeforbruget.

Derimod indgår selve produktfremstilling samt brugen af produkterne ikke i beregningen. Forudsætningen har været nødvendig, da det ikke er muligt at skaffe data om fremstillingen af de produkter, der er endt i en given affaldsfraktion.



Figur 2.2. Viser det afgrænsede system der indgår i beregningerne. bemærk, at produktfremstilling og anvendelsen ikke indgår.

Denne model kan selvfølgelig diskuteres og har også betydning for, hvordan indikatorerne kan anvendes. Hvis formålet er at vurdere, hvilken "værdi" affaldet repræsenterer, bør modellen udvides til at omfatte nogle mere detaljerede betragtninger over de kasserede produkters brugsværdi og holdbarhed. Hvilke brugsegenskaber er det, vi kasserer, og hvad har det kostet af fremstille disse produkter? Sådanne betragtninger fører let til omfattende og vanskelige overvejelser om, hvordan ansvaret for produktets materiale- og brugsmæssige egenskaber skal fordeles mellem dem der designer, dem der anvender produktet, og dem der har ansvaret for håndtering af produktet ved bortskaffelsen.

Beregningsmæssigt tages der altså udgangspunkt i fremstilling af de materialer, der mistes ved affaldshåndtering på forskellig måde. Dette resultat giver en beregningsmæssig værdi for de mistede ressourcer, der let kan forveksles med en "absolut værdi" for affaldet. Eksempelvis vil 1 t aluminium, der deponeres, få højere værdi - være dyrere at bortskaffe - end 1 t aluminium, der genanvendes.

Da der som nævnt ovenfor er mange faktorer ved materialernes livscyklus, der ikke indgår i beregningen, vil det principielt være mest korrekt kun at anvende beregningerne til at se på forskelle mellem forskellige håndteringer af affaldet. Herved udlignes nogle af de ubekendte faktorer, og resultatet vil stadig kunne bruges til at sige noget om affaldshåndteringens effektivitet. Det udelukker imidlertid ikke sammenligning af forskellige materialer. Blot at det er mest korrekt at sammenligne de miljø- og ressourcemæssige *besparelser*, der er ved håndteringen af materialerne i forskellige behandlingssystemer.

2.3.2 Tilgængelige data

Det er vigtigt at gøre sig klart, at de grupperinger af affaldet i kilder eller fraktioner, der i dag gøres i ISAG, bunder i en række praktiske og historiske forhold. Inddelingen er ikke nødvendigvis den mest hensigtsmæssige i forhold til fx at skulle foretage en LCA- vurdering af affaldshåndteringen - og er heller ikke altid den mest hensigtsmæssige i forhold til at give overblik over, hvad der sker med forskellige materialefraktioner i affaldsbehandlingsleddet. Generelt er vægten lagt på at opføre de materialestrømme, der behandles særskilt, fx materialer til genanvendelse.

De supplerende statistikker til ISAG (se kapitel 3), der løbende udarbejdes, har ofte til formål at kortlægge affaldsstrømmene for specifikke materialer eller produkter. Sådanne opgørelser er nødvendige for at gennemføre en LCA-vurdering af affaldsstrømmene. Samtidig danner opgørelserne grundlag for at præsentere LCA-beregningerne på materiale- og produktniveau, hvilket også vil være nyttigt i forbindelse med fx implementering af en produktorienteret miljøpolitik.

På længere sigt kan det eventuelt være relevant at forsøge at tilpasse affaldsstatistikken, hvilket også sker ad hoc i dag. Behovet for eventuelle nye kategorier, der kan lette beregningen af de LCA-baserede indikatorer, vil blive behandlet i forbindelse med nærværende projekts afprøvning af indikatorerne for udvalgte affaldsstrømme.

2.3.3 Præsentation af resultaterne

I kapitel 5 foreslås 2 måder at præsentere data på, som fokuserer noget forskelligt på affaldsproblematikken. De to forslag udspringer af overvejelserne om beregningsprincipper og tilgængelige data.

Mens den ene tilstræber at give et samlet billede af affaldets miljø- og ressourcemæssige betydning ved den nuværende håndtering, fokuserer den anden på at vise, hvilke resultater der er opnået og til dels også, hvilke potentialer der er ved at ændre affaldshåndteringen. De to måder at præsentere resultatet af indikatorberegningen på forudsætter lidt forskelligt datagrundlag og vil samtidig kunne supplere hinanden, hvis der findes data til at gennemføre alle beregninger.

Det skal bemærkes, at nye indikatorer skal ses som et supplement til de indikatorer, som allerede anvendes på affaldsområdet. Affaldsmængderne må stadig betragtes som en vigtig indikator for området og skal stadig bruges som grundlag for dimensionering af fx deponier, forbrænding samt andre behandlingsanlæg. Desuden udgør affaldsmængderne inden for de enkelte fraktioner samtidig en væsentlig del af grundlaget for beregning af de nye indikatorværdier. De nye LCA-baserede værdier forventes derimod at kunne give et væsentligt bidrag til prioritering af forskellige affaldsfraktioner eller behandlingsformer.

2.3.4 Hvilke indikatorer er relevante?

Analysen i kapitel 3 peger på, at der udover ressourceforbrug og deponeringsbehov også vil være en lang række miljøeffekter, bl.a. øko- og humantoxicitet, der er af betydning i relation til forskellene mellem de forskellige behandlingsformer for de enkelte affaldsfraktioner.

På baggrund af analysen af de tilgængelige data for affaldsbehandlingen i kapitel 3 samt det tilgængelige datagrundlag i UMIP-projektet, vurderes det realistisk at gennemføre beregninger for *ressourceforbrug*, *energiforbrug* og *deponeringsbehov*.

Energiforbrug anvendes ikke som en kategori i UMIP, idet energiforbruget indregnes i ressourceforbrug og afledte miljøeffekter. Det er dog relativt enkelt på grundlag af UMIP-data for energiresourcer at beregne et primærenergiforbrug (se ordliste). Ved afprøvningen vil derfor blive beregnet en parameter for primærenergi, som kan normaliseres i forhold til det samlede danske primærenergiforbrug. Energiforbruget skal i denne sammenhæng ses som et mål for en række energirelaterede miljøeffekter, hvoraf drivhuseffekten mest direkte er koblet til energiforbruget. Ressourceforbruget til energi indgår også i opgørelsen af ressourcer, men her er det netop som vægtede ressourcer, de indgår - ikke i kraft af

den miljøbelastende virkning. Ved ressourceopgørelsen bør der samtidig kunne skelnes mellem energi- og andre ressourcer, ligesom det skal være muligt at skelne mellem fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer.

For de *human- og økotoxiske parametre*, som anvendes i UMIP-projektet, er datagrundlaget ofte mangelfuldt. Samtidig er grundlaget for beregningen mangelfuldt med hensyn til affaldsmængder, idet affaldsstatistikken ikke umiddelbart har den detaljerede opdeling i forskellige materialer, som er nødvendige for LCA-beregningerne. Dette giver anledning til at overveje, om man overhovedet skal bruge ressourcer på at regne på økotoxiske parametre som indikatorer på affaldsområdet.

Der er tidligere gjort erfaringer med at inddrage miljøeffekter i større prioriteringsprojekter. I forbindelse med projektet ”Miljøprioritering af industriprodukter” (Miljøprojekt 281, 1995) blev der i første omgang kun medregnet ressource- og energiforbrug. I et efterfølgende pilotprojekt (Miljøprojekt 382, 1998) blev det undersøgt, om prioriteringerne kunne kvalificeres ved at inddrage miljøeffekter i beregningerne. Erfaringerne viste, at ressourceforbruget til dataindsamling især for toksicitetsparametrene var uforholdsmæssigt stort i forhold til udbyttet, som under alle omstændigheder var meget usikkert. Tilsvarende erfaringer er gjort i projektet Familiens miljøbelastning (Forbrugerstyrelsen, 1996), hvor inddragelse af miljøeffekterne økotoxicitet og humantoxicitet blev overvejet, men forkastet.

Det foreslås derfor, at disse parametre ikke indgår direkte i de indikatorer, der afprøves. Udeladelse af de økotoxiske parametre betyder dog at indikatorerne ikke er dækkende for vurdering af bl.a. farligt affald, som derfor bør udgå af indikatorberegningen eller suppleres med andre vurderinger.

Analysen i kapitel 3 peger også på, at der for nogle affaldsfraktioner kan være væsentlige forskelle i *arbejdsmiljøpåvirkningen* ved forskellige behandlingsmetoder. Det er imidlertid yderst vanskeligt at kvantificere de arbejdsmiljømæssige forhold ved genanvendelse. Men principperne herfor kan opstilles jf. delprojekt om arbejdsmiljø i det igangværende udviklingsprojekt om UMIP-metoden og datagrundlaget for LCA-vurderinger. Det vurderes dog, at arbejdet hermed vil være uforholdsmæssigt stort i forhold til det forventede resultat grundet datamangel på området.

På dette grundlag er det valgt at benytte nedenstående parametre. Fastsættelse af enhederne uddybes i afsnit 4.2., og der kan findes forklaring på de anvendte enheder i ordlisten.

Ressourceforbrug (i PR – personreserver)

Ressourceforbruget opgøres ved at omregne vægten af hvert enkelt materiale til en andel af den eksisterende ressourcebasis. Altså hvor meget udgør en vægtenhed af materialet af den eksisterende mængde materiale pr. person. For de ikke-fornyelige ressourcer beregnes den eksisterende mængde pr. verdensborger, og for fornyelige ressourcer i forhold til den tilgængelig mængde pr. person i regionen. Hvis en fornyelige ressource gendannes mindst lige så hurtigt som det nuværende forbrug, er forsyningshorisonten uendelig, og forbruget vægtes til 0. Dette gælder f.eks. brug af overfladevand. Principperne følger UMIP-projektets opgørelsesmetoder (UMIP, 1996).

Energiforbrug (i PE - personækvivalenter)

Enheden for energiforbruget er en danskers årlige primærenergiforbrug, som sættes lig med en personækvivalent. Denne indgår ikke i UMIP-projektet, men anvendes her som et samlet mål for miljøbelastning ved energiomsætning.

Deponeringsbehov (i PE - personækvivalenter)

Enheden for deponeringsbehov er det aktuelle deponeringsbehov for affald i Danmark pr. person. Denne parameter anvendes i mangel af mere specifikke parametre for affaldsdeponi, som i forbindelse med LCA-metoden er under udvikling. Indikatoren adskiller sig fra UMIP-projektets 4 affaldskategorier til deponi ved at samle alt affald til deponi i en kategori.

3 Screening af miljø- og ressourceforhold ved håndtering af affald

Projektet blev indledt med en systematisk gennemgang af de 22 affaldsfraktioner, der indgår som hovedfraktioner i ISAG-systemet (se bilag A). Farligt affald blev ikke opdelt i underfraktioner, da de foreslåede indikatorer alligevel ikke forventes at kunne give væsentlige nye informationer om fraktionernes miljøeffekt.

Ved gennemgangen af miljøforholdene for de 22 fraktioner er der sat en række begrundede markeringer, der viser hvor der er væsentlige forskelle i miljøbelastninger ved typiske behandlinger af de enkelte fraktioner. Tabel 3.1 sammenfatter markeringerne, som er blevet brugt til at foretage et valg af de parametre, der skal indgå i de nye indikatorer. Datatilgængeligheden er et andet område, der har væsentlig betydning for omfanget af arbejdet ved beregning af LCA-baserede indikatorer, og resultatet fra gennemgangen er sammenfattet i tabel 3.1. Tilgængeligheden og egnethed af datagrundlaget er efterfølgende blevet behandlet mere detaljeret i kapitel 6 i forbindelse med vurdering af omfanget af at udarbejde indikatorer for hele affaldsområdet.

Det er vigtigt at holde for øje, at krydsene i tabel 3.1 er relative inden for fraktionen, og de udtrykker hvor der kan forventes at være væsentlig forskel på de typiske behandlingsmetoder. Krydset er sat ud fra en livcyklusbetragtning, således at fx forbrændt plast i stedet for genanvendt plast giver et kryds for smog-virkning. Forbrænding medfører nemlig, at der skal produceres nyt plast, som giver et bidrag til VOC-forureningen. Krydsene skal således vise, hvor ”brændpunkterne” er inden for de enkelte affaldsfraktioner.

Sammenholdes tabellens oplysninger med de affaldsmængder, der er registreret inden for hver fraktion, kommer man nærmere en afklaring af hvilke affaldsfraktioner, der rummer nogle af de største miljømæssige ændringspotentialer, og hvilke der evt. kan være ubetydelige indsatsområder.

3.1 Vigtige parametre for alle fraktioner

Tabel 3.1 sammenfatter alle tabellerne fra bilag A, hvor man kan finde begrundelse for markeringerne. Den giver et overblik over hvilke parametre, der har størst betydning ved valg af behandlingsform for alle affaldsfraktioner.

Både de energirelaterede ressourcer og forureninger samt ressourcer, der ikke er knyttet til energiforbrug, er vigtige ved valg af behandlingsform for langt de fleste affaldsfraktioner. Desuden er behov for deponeringsplads en mulig konsekvens ved valg af behandlingsform for de fleste affaldsfraktioner og er således en vigtig faktor for en række affaldsfraktioner.

Udledning af toksiske forbindelser til omgivelserne er også et problem, der omfatter en stor del af affaldsbehandlingen. For de toksiske virkninger optræder der næsten i alle affaldsfraktioner tungmetaller eller persistente organiske forbindelser, der kan give anledning til problemer – for nogle behandlingsformer betydeligt mere end andre. Ved alle de affaldsfraktioner, hvor der er kryds ved energi, vil de energirelaterede forskelle mellem de forskellige behandlingsformer

kunne være betydelig. Således vil der både være forskelle i påvirkning af drivhuseffekt og forsuring, som relaterer sig til energiforholdene. Alle energirelaterede miljøpåvirkninger indgår ikke i markeringerne i de øvrige kolonner.

De eneste væsentlige påvirkninger af drivhuseffekten, der ikke er relateret til energiforbrug, er udledning af methangasser fra organiske affaldsfraktioner, hvor valg af behandlingsformen kan være af betydning.

De regionale virkninger med forsurende eller eutrofierende stoffer som ikke er energirelaterede kan skyldes fx papir der ved genanvendelse giver anledning til vandforurening.

Arbejdsmiljømæssige forhold er tilsyneladende knyttet til nogle bestemte fraktioner, der er meget mandskabskrævende, som fx sortering af papir og plast i delfraktioner fremfor forbrænding. Krydsene er dog sat meget skønsmæssigt ved gennemgangen.

3.2 Vurdering af datagrundlaget for alle fraktioner

Det andet emne, der blev undersøgt ved gennemgangen af de enkelte affaldsfraktioner, var en vurdering af hvilke datakilder der findes udover de grundliggende ISAG-data. Gennemgangen indgår i undersøgelsen af tidsforbruget til en samlet kortlægning af affaldsområdet i kapitel 6.

For at beregne en LCA-indikator er det nødvendigt at kunne opdele de blandede fraktioner i materialer og fordele disse på de behandlingsformer der er relevante. Kun derved vil det være muligt at knytte relevante LCA-data til bortskaffelsen af materialerne.

Det vist sig, at problemerne med datagrundlaget især vedrører de blandede fraktioner til forbrænding og deponi, idet disse fraktioner mængdemæssigt både er betydelige af størrelse, og der samtidig ikke laves løbende undersøgelser af affaldets sammensætning. Det drejer sig især om ”blandet brændbart”, ”ikke brændbart affald” og ”bygningsskrot”, men også ”metaller”, der ikke kan specificeres yderligere. For alle de blandede fraktioner vil det kræve omfattende undersøgelser at opdatere opdelingen i materialer jævnlige.

ISAG-statistikken, som den er, egner sig således ikke så godt til at sige noget om de enkelte materials skæbne. Det ville kræve, at man foretager en mere specifik analyse af, hvor de enkelte materialer ender ved bortskaffelsen. Dette gøres for en række materialer i de såkaldte materialestrømsstatistikker, der især er udarbejdet for en række emballagematerialer samt i en række såkaldte massestrømsanalyser som især er udarbejdet for tungmetaller. ISAG- statistikken vil især kunne bruges til at sige noget om, hvad miljøbelastningen er ved håndtering af de affaldsfraktioner, der i dag sorteres fra til oparbejdning. Hvis der findes uddybende materialestrøms/ massestrømsanalyser, vil det også være muligt at vurdere det miljø- og ressourcemæssige potentiale ved en ændret affaldshåndtering. I kapitel 6 samt bilag B vurderes omfanget af arbejdet med indsamling af data for de enkelte affaldsfraktioner.

Tabel 3.1: Forskelle i miljøbelastninger ved typiske behandlinger af de enkelte affaldsfraktioner

Fraktion (forkortet tekst) Typisk behandling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				Depo- nering *	Arbejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutro-fiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko/h um		
Papir G/F	xx	x		x		x	x	xx
Glas G/D	x	X		x		x	x	
Plast G/F	X	X		x	X	xx	x	x
Madaff. G/F	X	X	Xx			x		?
Haveaff. G/F	X		Xx					
Metal G/D	Xx	xx		x		xx	x	
Dæk G/F	xx	xx					x	
Beton mv. G/D	X						x	
Asfalt G/D	X	X				?	xx	
Byg. aff. G/F/D	X	X				xx	xx	x
Træ G/F/D	xx					xx	x	
Jord mv. G/D	X					xx	xx	
Div. gen- anvendeligt D	xx	Xx				xx	x	
Sygehusaff. F	xx					x		
Brændbart F/G	xx	Xx	xx	xx		x	xx	
Ej brændbart D/G		Xx				x	xx	x
Slam G/F/D			xx	x	x	xx	xx	
Ristestof mv. D/G							xx	
Slagge mv. G/D		Xx				xx	xx	
Asbest D							xx	
Olie og kemi G/F	xx	Xx				xx		
Elekt. app. G/D		Xx	xx			xx	xx	

Noter:*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug, som indregnes i "energi"
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig (i forhold til de øvrige parametre for fraktionen)
G: Genanvendelse, F: Forbrænding, D: Deponi

3.3 Konklusion om valg af indikatorer

Undersøgelserne peger på, at de LCA-baserede indikatorerne som minimum bør og kan inddrage energi- og ressourceforbrug samt deponeringsbehov. Toksikologiske forhold er også vigtige. Men her er vurderingen, at det kan blive meget omfattende at skulle skaffe LCA-datamateriale til at bruge denne parameter som affaldsindikator. For arbejdsmiljømæssige forhold kan der endnu ikke skaffes tilstrækkelige data til analyse på samme måde som de øvrige parametre (se afsnit 2.3).

For den blandede gruppe til forbrænding er der foretaget flere undersøgelser, der fokuserer på at analysere indholdet. Her vil det formentlig være muligt at skaffe data til at udarbejde et statusbillede af miljøbelastningen og ressourceforbruget. Herved bliver det til dels også muligt at opdele de blandede fraktioner i materialer og behandlingsformer, hvilket er en forudsætning for at kunne beregne de 3 LCA-baserede indikatorer. Se endvidere kapitel 4 herom.

Screeningen peger desuden på, at der kan blive store vanskeligheder med at skaffe data for alle fraktioner. I kapitel 6 undersøges, hvor omfattende det vil være at gennemføre en LCA-indikatorberegning for den samlede affaldsbehandling i Danmark.

4 Beregningsmetode og forudsætninger

I kapitlet præsenteres de overordnede forudsætninger ved beregningsmetoden for indikatorerne ressourcer, energi og deponi. Desuden gennemgås datagrundlaget for de relevante behandlingsformer for papir, glas og aluminium, der anvendes som beregningseksempler. I bilag C er de konkrete data og forudsætninger for indikatorberegningerne gennemgået mere detaljeret for hver af de 3 eksempler.

4.1 beregningsmetode og forudsætninger for indikatorerne

Ved beregningen af indikatorværdierne ganges affaldsmængden for den enkelte fraktion og behandlingsform med de tilhørende LCA- belastningsfaktorer. Dette gøres for hver af de 3 indikatorer.

Udgangspunktet for indikatorberegningerne er mængdedata og indikatorfaktorer, begge struktureret som nedenstående tabel 4.1. Indholdet i hver celle i tabellen med mængdedata (tabel 5.1) ganges med den modsvarende indikatorfaktor (tabel 4.3). De beregnede værdier for hver indikator adderes, så man får en samlet indikatorværdi for håndteringen af en materialefraktion. Se eksempel i tabel 4.1, hvor mængden af emballageglas (i 1998), der bortskaffes på forskellig vis, ganges med de tilhørende faktorer. Resultatet for hver af de 4 behandlingsformer lægges sammen og udgør ressource-indikatorværdien for affaldshåndtering af glas. På tilsvarende vis beregnes indikatorværdierne for primærenergi og deponibehov.

Tabel 4.1:
eksempel på indikatorberegning for glasemballage, 1998.

	Deponi	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug (flasker)	Genanvendelse ved materielegenvinding
Papir&pap				
Emballage glas	3200 tons gange 9,7 mPR pr tons = 31 PR	58800 tons gange 9,7 mPR pr tons = 570 PR	57300 tons gange 1,1 mPR pr tons = 63 PR	60300 tons gange 6,7 mPR pr tons = 404 PR
Aluminium				

*) summen for eksemplet glasemballage giver ialt 1068 PR som f.eks. er grundlaget for ressourceforbruget til glasemballage i figur 5.10.

Indikatorfaktorerne er baseret på livscyklusdata for det enkelte materiale og på data for affaldshåndtering af materialerne. I det følgende opsummeres de væsentligste forudsætninger ved opgørelse af mængdedata samt for beregning af faktorerne for de enkelte fraktioner.

4.1.1 Materialefraktioner og affaldsmængder

Som det fremgår af kapitel 2, er opdelingen i materialer ikke nødvendigvis identisk med affaldsfraktionerne i ISAG. Affaldsfraktionen ”papir&pap” i ISAG dækker således kun papir&pap, som indsamles til genanvendelse, mens det øvrige papir indgår i blandede fraktioner, bl.a. ”brændbart affald”. For materialet papir vil det være nødvendigt at foretage et estimat over den samlede mængde af papir, herunder hvor store mængder papir&pap, der indgår i de blandede affaldsfraktioner som forbrændes eller deponeres.

For at kunne gennemføre beregningerne for alle affaldsfraktioner er det nødvendigt at opdele de blandede affaldsfraktioner i materialefraktioner. Sammensætningen af

eksempelvis ”brændbart affald” skal således opdeles på materialefraktioner som: Pap&papir, plast, glas, forskellige metaller, komposterbart affald m.m., hvilket i et vist omfang kan gøres ud fra forskellige datakilder og for nogle fraktioner skønsmæssigt.

En del af vurderingen af omfanget af en indikatorberegning for hele affaldsområdet er derfor også at fastlægge, hvorledes det på grundlag af ISAG-statistikken og andet tilgængeligt datamateriale er muligt at opdele affaldet på materialefraktioner. Der må regnes med, at opdelingen af de sammensatte materialefraktioner kun kan gennemføres hver femte eller tiende år, således at der i de mellemliggende perioder regnes med faste fordelinger af disse fraktioner.

Hvis indikatorerne skal anvendes til at følge udviklingen fra år til år, er det væsentligt at sikre, at indikatorerne er følsomme over for de forskelle, der kan trækkes ud af de årlige statistikker (ISAG og supplerende statistikker), og ikke blot afspejler udviklingen i de samlede affaldsmængder.

Ved de 3 materialer, hvor der er gennemført beregninger, har det været muligt at skaffe data ved at kombinere ISAG-statistikken med andre datakilder. De anvendte datakilder fremgår af bilag C.

4.1.2 LCA-data og allokering af genanvendelsesmaterialer

Opstilling af de 3 faktorer ressourcer, energi og deponi har taget udgangspunkt i, at det materiale, der tages ud af samfundets cirkulation ved bortskaffelsen, skal erstattes af nyt primært materiale (se afsnit 2.3). Altså hvis der deponeres 1 kg glas, skal der produceres 1 kg nyt, hvilket er en betragtning, der kan forsvares, så længe der samfundsmæssigt er tale om et konstant eller stigende forbrug, som det er tilfældet med pap&papir, glas og aluminium.

Dertil kommer, at hvis der er tale om affaldsbehandling af genanvendelsesmateriale, så er noget af værdien af dette materiale mistet ved den tidligere anvendelse. For at tage højde for dette, er der taget udgangspunkt i UMIP-projektets lødighedstab (se ordliste). For hvert materiale er det således vurderet, i hvilken omfang det deponerede/forbrændte materiale består af genanvendelsesmateriale. Eksempelvis er der i tabel 4.2 angivet at papir&pap er et miks af primært/genanvendt papir&pap - skønsmæssig 50/50 fordeling for de dele, der forbrændes/deponeres. For den genanvendte del har der i forvejen været 20% lødighedstab, hvorfor der sammenlagt kun er 90% ressourcestab på papirforbrug ved deponi/forbrænding. For det papir, der går til genanvendelse, er der til gengæld regnet med 20% lødighedstab, hvilket optræder som et tab på 20%, som regnes til deponi. En stor del vedrører fyldstof i papiret.

De gennemførte beregninger er som udgangspunkt baseret på data fra UMIP-projektet og LCV-databasen. Enhedsprocesserne er generelt udformet, så de opsummerer ressourceforbrug og miljøbelastning ved produktion af 1 kg materiale. Ved at betragte systemet ud fra et affaldsbortskaffelssynspunkt har det derfor været nødvendigt at tilpasse enhedsprocesserne i de tilfælde, hvor der er et materialetab ved genanvendelse. Eksempelvis viser enhedsprocessen i LCV-basen (Miljøstyrelsen, 1998), at der anvendes ca. 1,15 kg papir til fremstilling af 1 kg genanvendt papir. Det betyder, at 1 kg papiraffald til genanvendelse kun giver 0,87 kg genanvendt papir og derfor kræver det desuden fremstilling af 0,13 kg primært papir, for at der er balance i systemet.

For alle materialer gælder det, at statistikken for det indsamlede materiale til genanvendelse ikke kan oplyse, hvorvidt det indsamlede materiale er af

genanvendte eller primære materialer. Derfor har det for det meste været nødvendigt at regne med skønnede miks af primære og genanvendte materialer.

For aluminium gør der sig det særlige forhold gældende, at der ved forbrænding dannes aluminiumsoxid som restprodukt. Mængden er omtrent dobbelt så stor som den forbrændte mængde, hvilke er baggrunden for værdien 190% til deponi ved forbrænding af aluminium. Denne antagelse stammer fra UMIP-projektets data vedrørende forbrænding af aluminium. Men det er siden blevet undersøgt, hvor det har vist sig, at det meste aluminium til forbrænding ikke antændes, men blot ender i slaggen. Værdien bør derfor justeres ned ved en senere gennemførelse af indikatorberegningen for hele affaldsområdet. På tilsvarende vis kan værdien på 10% for lødighedstab for glas, der også stammer fra UMIP, være for høj, hvilket også bør undersøges ved en senere kortlægning.

Hvilke konkrete procenter, der er regnet med til de enkelte materialer samt bortskaffelsesprocesser, fremgår af tabel 4.2 og er begrundet i bilag C. Tabel 4.3 på næste side viser de faktorer, der er kommet ud af beregningerne. Værdierne fra tabellerne er vist grafisk i kapitel 5, hvor resultaterne også er kommenteret.

Tabel 4.2: Tabel med oversigt over anvendte enhedsprocesser og procentdele heraf

	Deponi	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug (flasker)	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	Miks af primært/ genanvendt papir&pap (gns. 90% ressource-tab) 100% deponi	Miks af primært/ genanvendt papir&pap (gns. 90% ressource-tab) 100% forbrænding af pap&papir (miks) med godskrivning af sparet kul	-	87,5% genanvendt papir (12,5% procestab) 32,5% primært papir miks (12,5+20%) 20% affald til deponi (lødighedstab)
Glas	Miks af primært glas/genbrugsglas (95% ressource-tab) 100% deponi	Miks af primært glas/genanvendt glas (95% ressource-tab)	Proces: kun el og gas 2,5% glastab ved vask	100% genanvendt glas 10% primært glas (10 % lødighedstab) 10% til deponi (lødighedstab)
Aluminium	100% primært aluminium 100% deponi	100% primært aluminium 100% forbrænding aluminium Deponi af 190% af den forbrændte mængde.	-	95% genanvendt aluminium 5% primært aluminium (procestab) 9,5% til deponi (procestab - AL-oxid)

4.2 Nye LCA-data

Ved gennemførelse af beregningseksemplerne har det i et mindre omfang været nødvendigt at opdatere eller skaffe nye data.

Grundprincippet i UMIP-metoden, som vil blive benyttet til at beregne de LCA-baserede indikatorer, er at tingene gøres sammenlignelige ved at omregne ressourceforbrug og miljøeffekter til personekvivalenter (se ordliste). De herved fremkomne normaliserede værdier kan herefter ganges med en vægtningsfaktor, som angiver, hvor problematisk det pågældende ressourceforbrug eller den pågældende miljøeffekt anses for at være.

Hverken i UMIP-projektet eller LCV-basen findes der normaliserings-referencer eller vægtningsfaktorer for energiforbrug eller for deponeringsbehov for den samlede affaldsmængde.

Tabel 4.3. Beregnede faktorer (normaliserede)

RESSOURCE-FAKTORER (mPR _{WDK90} pr. ton affald)	Deponering	Affalds-forbrænding med energigenvinding	Genbrug (flasker)	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	70	67	-	27
Glas	9,7	9,7	1,1	6,7
Aluminium	1582	1578	-	7,4

ENERGI-FAKTORER (mPE _{DK98} pr. ton affald)	Deponering	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	168	106	-	84
Glas	61	61	7,5	48
Aluminium	950	884	-	56

DEPONERINGS-FAKTORER (PE _{DK98} pr. ton affald)	Deponering	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	2,6	0,14	-	0,96
Glas	2,5	1,0	0,036	0,17
Aluminium	7,6	7,0	-	0,90

De anvendte enheder er:

mPR (millipersonreserver), mPE (millipersonækvivalenter) og PE (personækvivalenter)

Ved beregningen af indikatorerne undlades vægtning af de normaliserede data, da det alligevel ikke vil give mening at aggregere dem yderligere. Især faktorerne ressourcer og energi er det ikke hensigtsmæssigt at samle til én indikator, da førstnævnte også rummer energiressourcer, og der ved sammenlægning ville blive tale om at tælle energien med to gange. Desuden ville en vægtning kunne skabe unødvendig debat om indikatorernes gyldighed.

Den manglende vægtning betyder, at indikatorerne baseret på de tre parametre må betragtes som et indikatorsæt, hvor man skal være meget varsom med at drage sammenligninger mellem de tre indikatorer.

Normalisering af indikatorerne har i øvrigt praktisk den funktion, at indikatorerne normalt kan præsenteres på den samme skala (og dermed på samme figur), og i nogle sammenhænge er lettere at forklare betydningen af. Hvis formålet blot er at opnå samme størrelsesorden, kunne man i stedet indekser indikatorerne. Derved ville de kunne sættes på samme skala uden først at blive normaliserede - men omvendt vil normaliseringen heller ikke forhindre en efterfølgende indeksering. Ved præsentationen af resultaterne i kapitel 5 benyttes begge metoder.

4.2.1 Normaliserede ressourceforbrug

Ressourceforbruget knyttet til de processer, som omfattes af beregningen, opgøres i første omgang absolut i enheden ton. For at kunne sammenligne og aggregere forbruget af flere råstoffer er der i UMIP-metoden udviklet en beregningsmetode, hvorved forbruget for hver enkelt råstof relateres til reservernes størrelse.

I UMIP-metoden tales der om "det vægtede ressourceforbrug" angivet i personreserver (se ordliste). I virkeligheden svarer det til at normalisere i forhold til

de globale reserver, hvad angår de metaller og mineraler, for hvilke der er opgørelser af globale reserver.

For de fornyelige ressourcer træ og vand benyttes i UMIP-metoden lokale normaliseringsreferencer, der tager udgangspunkt i en vurdering af det aktuelle forbrug og forsyningshorisonten ved en stadig forarmelse af sådanne reserver. Forsyningshorisonten er eksempelvis for træ og grundvand sat til flere hundrede år, hvorved sådanne fornyelige ressourcer normalt ikke kommer til at dominere opgørelserne.

I tabel 4.3 er vist en samlet værdi for fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer, men beregningerne er gennemført således, at resultaterne kan opdeles i de to grupper ved opslag i resultattabellerne i bilag D.

For sand, grus og andre mineraler, der udvindes og bruges regionalt, er der generelt ingen opgørelser af globale reserver i UMIP/LCV, og i nærværende projekt har det derfor været relevant at foretage et skøn for nogle af disse. Det drejer sig om sand og grus samt svovl i ren form. For sand og grus pegede undersøgelsen på, at faktorerne herfor i forhold til andre ressourcer vil være ganske ubetydelige. Overvejelserne herom indgår i bilag C.

4.2.2 Normalisering af energiforbrug

Energiforbrug til forskellige processer kan ikke umiddelbart findes i LCV-databasen, da energiforbrug ved UMIP-metoden repræsenteres med de tilhørende ressourceforbrug og miljøeffekter. Primærenergiforbruget (se ordliste) til de processer, der er omfattet af beregningen, kan imidlertid beregnes ud fra brændværdien for de anvendte energiressourcer. Der er ved omregningen skelnet mellem fornyelige og ikke-fornyelige energiressourcer, og data for hver enkelt kan findes i baggrundsmaterialet, selvom der kun er vist en samlet værdi i tabel 4.3. Normaliseringsreferencen for energiforbrug beregnes på grundlag af Danmarks samlede primærenergiforbrug i 1998.

I forhold til affaldsforbrænding har det været relevant konkret at vurdere, hvilke konsekvenser affaldsforbrænding har for primærenergiforbruget ved andre energiforsyningsanlæg, der leverer el og varme i Danmark. Overvejelser herom indgår i UMIP-projektet, men det har været nødvendigt at opdatere datagrundlaget i forbindelse med nærværende projekt, da det for nogle materialer kan være en afgørende parameter. Samtidig er der de seneste år sket store forandringer på området. Beregningerne og overvejelserne bag er gennemgået i bilag C.

4.2.3 Deponeringsbehov

Deponeringsbehovet opgøres i første omgang absolut i tons. I UMIP opdeles i 4 forskellige former for affald til deponi, der normaliseres i forhold til den samlede affaldsmængde for hver af de 4 affaldstyper. Til brug for indikatorberegningerne har vi valgt at oprette en samlet deponeringsfaktor for alle fraktioner som helhed. Normaliseringsreferencen for deponering sættes til det samlede deponeringsbehov i Danmark i år 1999.

Det kan synes unødvendigt at have deponeringsbehovet med som selvstændig parameter, da de samlede mængder, der deponeres, i forvejen fremgår af affaldsstatistikken. Det er dog en anden størrelse, som her beregnes, idet deponeringsbehovet beregnes i et livscyklusperspektiv. Det vil sige at eksempelvis deponering af affald ved fremstilling af råmaterialer også medregnes i deponeringsbehovet.

Et minus med denne indikator er dog, at deponering af 1 kg stadig regnes med samme værdi, uanset om det er bly eller glas, som deponeres. Så længe der i LCA-sammenhæng ikke er udviklet vægtningsfaktorer (på grundlag af effektfaktorer), som kan anvendes til at angive, hvor problematisk deponering af de forskellige materialer må betragtes at være, vurderes det at være uden for rammerne af nærværende afprøvning at foretage en indbyrdes vægtning. Heller ikke UMIP-projektets opdeling i 4 kategorier løser dette problem, hvorfor vi har valgt kun at beregne en værdi for deponering i alt.

4.3 Beregningernes praktiske udførelse

Beregningerne af miljøbelastning og ressourcetabet ved deponering og alternative behandlingsmetoder beregnes på grundlag af UMIP-data ved hjælp af et databaseprogram, der kan beregne og holde styr på de mange mellemresultater. Til det formål er der anvendt et program udviklet af I/S ØkoAnalyse i forbindelse med projektet Familiens Miljøbelastning (Forbrugerstyrelsen, 1996).

Beregningen gennemføres således, at de enkelte bidrag til alle parametrene for miljøbelastning og ressourcetræk kan spores tilbage til de enkelte processer. Bilag D indeholder tabeller, hvoraf det fremgår, hvilke enhedsprocesser og affaldsmængder der indgår i beregningerne. Der er også tabeller, der viser de karakteriserede og normaliserede værdier (se ordliste) for de 3 indikatorer, fordelt på de tre materialefraktioner både pr. kg affald og for affaldsmængden totalt.

Først efter en vurdering af datakvaliteten er der foretaget en aggregering af de udvalgte faktorer, som er opført i tabel 4.3. Herved er det muligt at undersøge, om der er nogle væsentlige bidrag, der mangler. Når vurderingen er foretaget, kan man benytte de aggregerede data til at beregne ressource-energi og deponeringsfaktoren for de enkelte materialer, der skal ganges med de relevante affaldsmængder.

Til de forskellige præsentationsformer for resultaterne - herunder også de to grundliggende forskellige modeller, er der regnet videre på de beregnede faktorer og mængder i et regneark. I bilag D er vist de anvendte data og resultater, og her er det også muligt at finde resultaterne yderligere opdelt på hhv. energiressourcer og andre ressourcer samt fornyelige og ikke-fornyelige energikilder.

5 Resultater af beregningen

Ved beregning af indikatorværdierne for de tre affaldsfraktioner papir&pap, glasemballage og aluminium, tages der udgangspunkt i de faktorer for hhv. ressourcer, energi og deponi, som blev beregnet i kapitel 4 og bilag C. Faktorerne kan ganges ind i affaldsmængderne for de forskellige behandlingsmetoder, hvorved indikatorværdierne fremkommer. Beregningen er nærmere beskrevet i kapitel 4, og i det følgende præsenteres og kommenteres resultaterne.

Nedenfor præsenteres først de affaldsmængder, der er grundlag for indikatorberegningerne både ved præsentation af resultater for model A og B (afsnit 5.1). De to præsentationsformer er beskrevet nærmere i kapitel 1.

Derefter præsenteres og kommenteres de anvendte beregningsfaktorer der indgår i model A (afsnit 5.2). I afsnit 5.3 præsenteres resultaterne for indikatorberegningen jf. model A.

I afsnit 5.4 indledes kort med en beskrivelse af, hvordan affaldsdata og indikatorværdier beregningsmæssigt håndteres for at danne grundlag for præsentationsmodel B. Ved model B sættes der fokus på de opnåede gevinster ved den aktuelle affaldshåndtering i forhold til blot at deponere det hele.

De to modeller adskiller sig ikke kun i måden at præsentere resultaterne på, men også i hvad der medtages i præsentationen. I praksis anvendes de samme grunddata som udgangspunkt. Den væsentligste forskel ved datagrundlaget er, at hvor model A kræver viden om det samlede forbrug af materialer i samfundet og affaldsbehandlingen, kræver model B kun specifik viden om affaldsbehandlingen og det aktuelle potentiale for genanvendelse af materialer, hvilket uddybes i afsnit 5.4.

5.1 Affaldsmængder til beregningerne

De beregnede faktorer for hvert materiale skal multipliceres med affaldsmængderne fordelt på behandlingsform. Affaldsmængderne fremgår af Tabel 5.1. Baggrunden for beregningen af mængderne er gennemgået i det foregående kapitel samt i bilag C.

Tabel 5.1
Affaldsfraktioner til forskellig håndtering i Danmark

Affaldsmængder i Danmark fordelt på behandlingsform 1000 tons	Deponi	Affaldsforbrænding	Genbrug	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap, 1998	86,3	557,7	-	640,5
Glasembl.*, 1998	3,2	58,8	57,3	60,3
Glasembl.*, 1995	11,3	58,6	53,9	51,5
Glasembl.*, 1991	20,0	37,4	42,8	49,8
Aluminium, 1994	5,0	9,8	-	30,9

* ekskl. pantflasker

5.2 Præsentation af beregningsfaktorer

De faktorer, som anvendes til model A til beregning af indikatorerne, er vist i tabel 4.3. Faktorerne er yderligere illustreret i de følgende figurer. Datagrundlaget for beregningerne af de enkelte faktorer for de 3 materialefraktioner og relevante behandlingsformer fremgår af bilag D.

5.2.1 Ressourcefaktorer

Ressourceværdierne opgøres i PR, som er personreserver – ofte blot benævnt personreserver – og udtrykker forbruget i forhold til den kendte reserve af en ressource for alle verdensborgere (se ordliste). Beregningen af resourcefaktoren for en materialefraktion bygger på opgørelse af resourcefaktorer for hver enkelt ressource, der medgår til produktion af materialefraktionen. I bilag D fremgår det for hver enkelt materialefraktion hvad hver enkelt ressource bidrager med. Kommentarerne til de følgende figurer er baseret på de bagvedliggende talværdier.

Af figur 5.1 fremgår det, at for papir vejer det ikke-energirelaterede, resourceforbrug tungest, hvilket for en stor del skyldes forbrug af ressourcen svovl til fremstilling af papir. Den store tyngde, svovl får ved opgørelsen, skyldes, at svovl har en kort forsyningshorisont, når man blot ser på traditionelt tilgængelige kilder. Imidlertid er der store svovlressourcer bundet i fossile brændsler, og disse udnyttes i dag i stigende omfang. Man vil derfor kunne argumentere for, at resourceopgørelsen for svovl burde give en lavere værdi, der tager højde for sådanne kilder (se bilag C). I UMIP-projektet har man undladt at normalisere svovl (sat værdien til 0), hvilket heller ikke synes at være korrekt. Eksemplet peger således på at LCA- metodikken stadig er under udvikling.

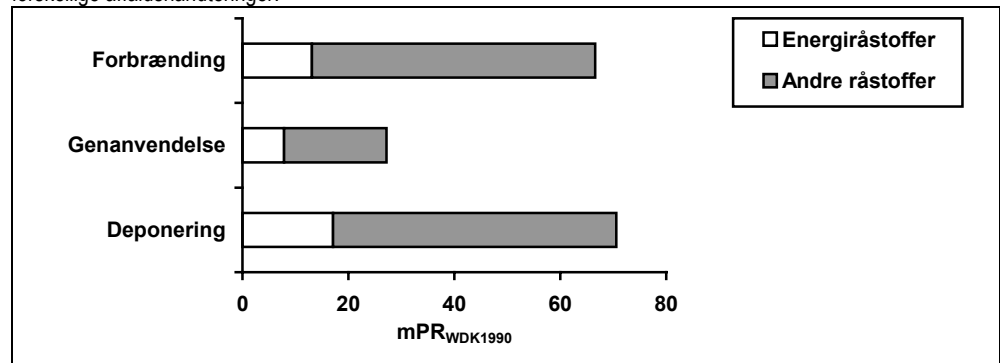
For glasemballage vejer energiråstofferne derimod tungest (se figur 5.2). Dette resulterer i, at der resourcemæssigt ikke er særlig markant forskel på, om glasset genanvendes eller deponeres, da der er et væsentligt energiforbrug ved omsmelting af glasset, mens der er en stor gevinst ved at genbruge glasemballage uden omsmelting. Resourcemæssigt (og også energimæssigt) er der altså en stor gevinst at opnå ved at genbruge en større mængde direkte som emballageglas frem for at genanvende glasset fra skår.

Det samlede resourceforbrug knyttet til behandling af 1 ton aluminium fremgår af 5.3. Ved genanvendelse eller affaldsforbrænding produceres der sekundære materialer, hvorved der kan spares på de jomfruelige materialer; henholdsvis aluminium og sand/grus. Som det fremgår er figuren og tabel 4.3, er resourcebesparelsen ved forbrænding af aluminium ubetydelig sammenlignet med resourceforbruget til produktion af nyt aluminium til erstatning for det, som tabes. Dette er dog baseret på en antagelse om at aluminium forbrændes helt (se bilag C).

I relation til resourcefaktorerne (se figur 5.1 - 5.3) springer det i øjnene, at aluminium adskiller sig meget markant fra de to andre materialefraktioner, hvor faktoren pr. ton er 30 højere end for papir og 150 gange højere end for glas. Årsagen er, at brugen af bauxit til aluminiumfremstilling vægter tungt på trods af en lang forsyningshorisont for bauxit. Brugen af energiråstoffer bidrager kun lidt til den samlede resourceforbrug knyttet til produktion af aluminium, da der i høj grad er tale om vandkraft, som resourcemæssigt vejer meget lidt (se figur 5.3). Hvor meget de enkelte råstoffer bidrager med til resource faktorerne, fremgår af databilag D. Det er således også muligt at opdele bidragene på fornyelige og ikke fornyelige ressourcer, hvilket kun er medtaget i figur 5.4 – 5.6. Generelt vejer de fornyelige ressourcer kun lidt – hvilket bunder i opgørelsesmetoden (se ordliste).

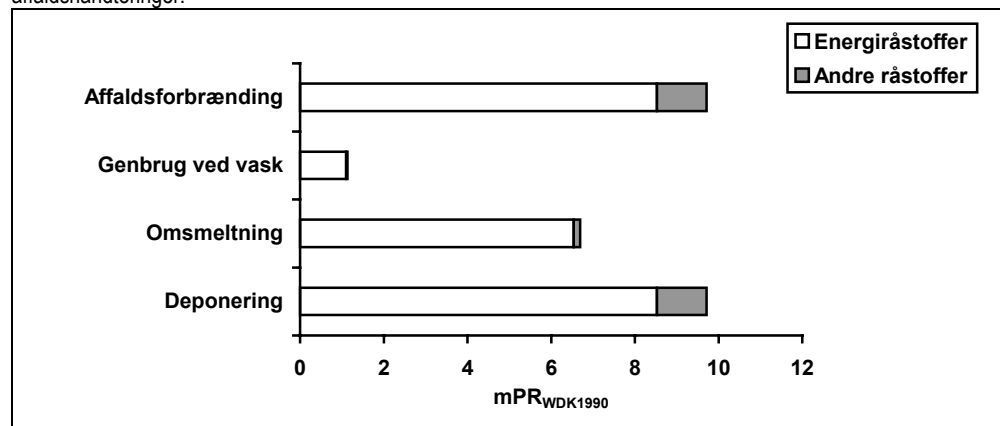
Figur 5.1

Samlet ressourceforbrug knyttet til behandling af **1 ton papir** og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



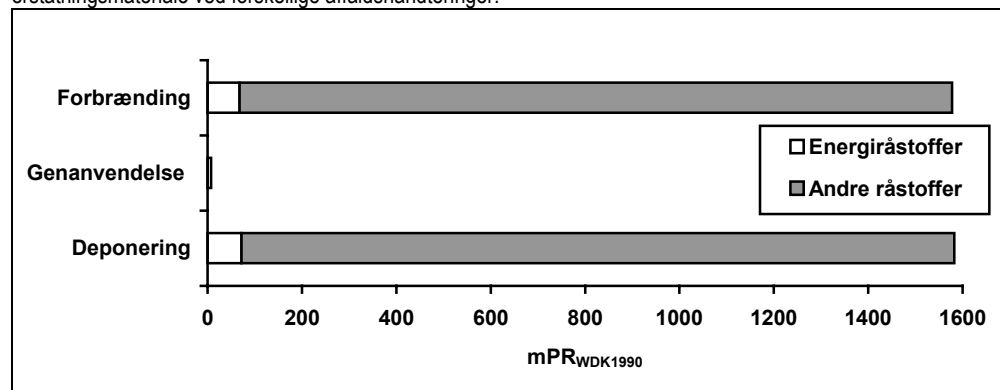
Figur 5.2

Samlet ressourceforbrug knyttet til behandling af **1 ton glas** og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



Figur 5.3

Samlet ressourceforbrug knyttet til forskellige former for behandling af **1 ton aluminium** og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



5.2.2 Energifaktorer

Energifaktoren udtrykker, hvor meget primærenergi (se ordliste), der netto medgår ved forskellig håndtering af de 3 affaldsfraktioner. Enheden er her mPE_{DK98} pr. 1000 tons materiale. Primærenergiforbruget i Danmark var i 1998 160 GJ pr. person, og en mPE er derfor lig med 160 MJ. Energiforbruget som indikator vil især være anvendelig som et samlet mål for miljøbelastningen ved energianvendelse og afvejer i modsætning til ressourcefaktoren fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer i forhold til hinanden. I figur 5.4 – 5.6 er det derfor angivet,

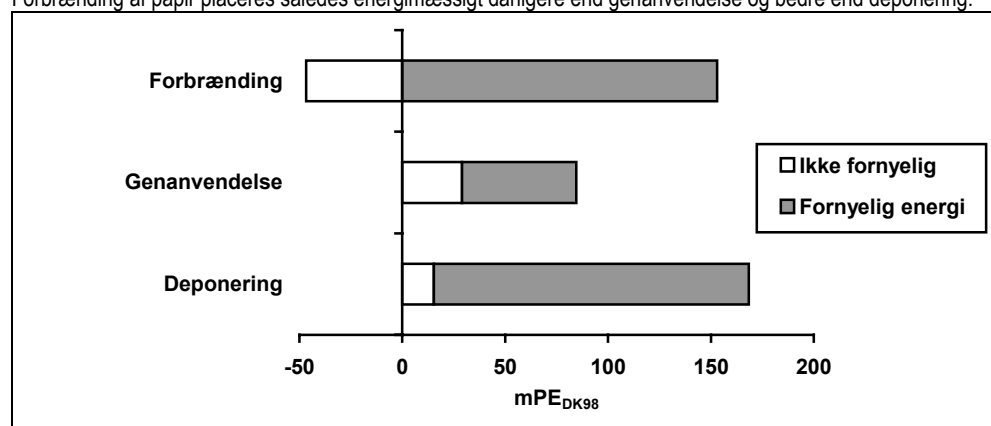
hvilken del af energiforbruget der stammer fra fornyelige og ikke-fornyelige energiresourcer.

Nyt papir fremstilles hovedsageligt på basis af fornyelige energiresourcer, træ og vandkraft. Af figur 5.4 fremgår det, at papiret ved forbrænding substituerer ikke-fornyelige energiresourcer. Målt i personækvivalenter er resultatet ved forbrænding af papir et primærenergiforbrug i form af fornyelige energiresourcer på godt 100 mPE pr. ton, hvilket er lidt mere end ved genanvendelse af papir.

Beregningsen viser således, at der på trods af energigenvindingen ved affaldsforbrænding er en energimæssig gevinst ved genanvendelse af papiret, om end gevinsten skal sammenholdes med det større forbrug af ikke-fornyelige energikilder ved genanvendelsen. Energiforbruget ved genanvendelse af papir er imidlertid i størrelsen 50% af energiforbruget ved produktion af nyt papir.

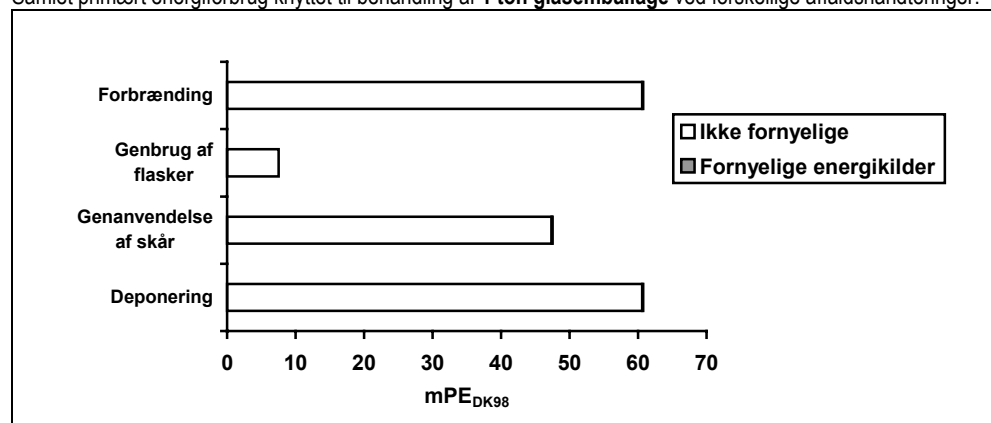
Figur 5.4

Samlet primært energiforbrug knyttet til behandling af **1 ton papir** ved forskellige affaldshåndteringer. Bemærk primærenergiforbruget beregnes ved at trække søjlens venstre side (den negative del) fra højresiden. Forbrænding af papir placeres således energimæssigt dårligere end genanvendelse og bedre end deponering.



Figur 5.5

Samlet primært energiforbrug knyttet til behandling af **1 ton glasemballage** ved forskellige affaldshåndteringer.

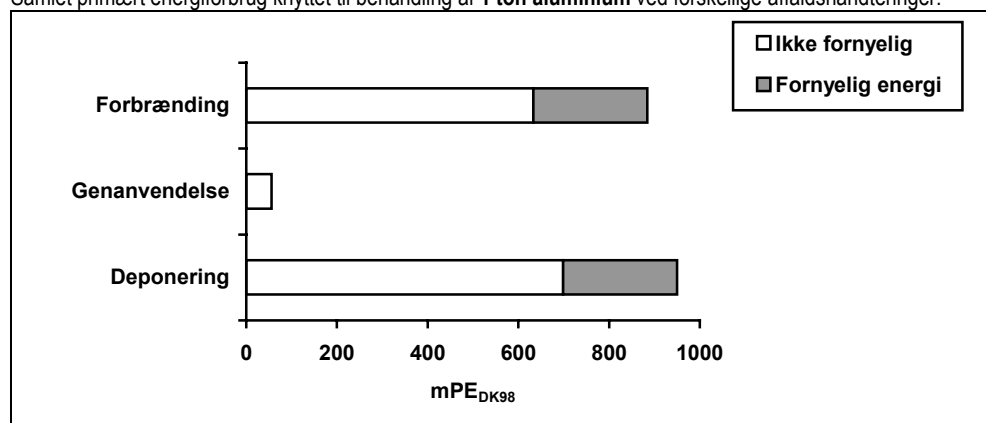


Figur 5.5 viser, at for glasemballage er primærenergiforbruget ved genbrug af glas markant mindre end ved omsmelting af glasskår. Omsmelting er dog lidt bedre end deponering hvis man kun betragter primærenergiforbruget.

Af figur 5.6 fremgår det, at primærenergiforbruget ved genanvendelse af aluminium er langt mindre end andre affaldshåndteringsmetoder – hvilket ikke er overraskende. Samtidig fremgår det, at selvom det er forudsat, at aluminium forbrænder, hvis det kommer i affaldsforbrændingsanlæg (se bilag C), så er den opnåede energigevinst relativt lille i forhold til gevinsten ved genanvendelse.

Figur 5.6

Samlet primært energiforbrug knyttet til behandling af 1 ton aluminium ved forskellige affaldshåndteringer.



5.2.3 Deponeringsfaktorer

Deponeringsfaktoren udtrykker hvor meget affald til deponi, der dannes ved forskellig håndtering af de 3 typer affald. Enheden er her PE_{DK98} pr. 1000 tons materiale. Den deponerede mængde affald i Danmark var i 1998 403 kg pr. person, dvs. at en PE for affald til deponi = 403 kg.

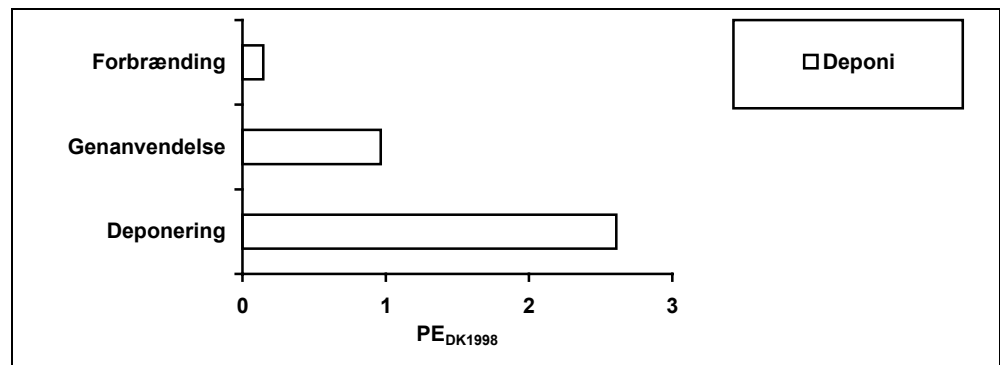
Figur 5.7 viser, at ved deponi af papir er mængden lidt større end de knap 2,5 PE, selve papiret til deponi udgør. Det skyldes, at der også deponeres lidt affald i forbindelse med fremstillingen af papiret. Ved genanvendelse af papir sker der også noget deponi af affald fra genanvendelsesprocessen - især fyldstofferne fra papiret ender ofte i slam til deponi. Forbrænding af papir giver også noget slagge, som bl.a. skyldes indholdet af ubrændbare fyldstoffer i papiret. Samtidig giver forbrændingen også en besparelse på primær energi som kul, og sparer dermed også affald til deponi fra udvinding og forbrænding af kul. Når mængden er mindre ved forbrænding af papir end ved genanvendelse, skyldes det især, at en meget stor del af slaggen fra forbrænding bruges til bygge- og anlægsarbejde, der regnes som genanvendelse og dermed ikke optager plads til deponi.

For glas (figur 5.8) deponeres omtrent samme mængde som mængden af glas til deponi - dvs. at der er ikke er noget væsentligt bidrag i forbindelse med fremstilling af glas. Desuden udgør mængden til deponi ved forbrænding 40% af mængden, idet 60% af slaggen ved forbrænding genanvendes til bygge- og anlægsarbejde. Både genanvendelse og genbrug giver anledning til meget lille mængde til deponi.

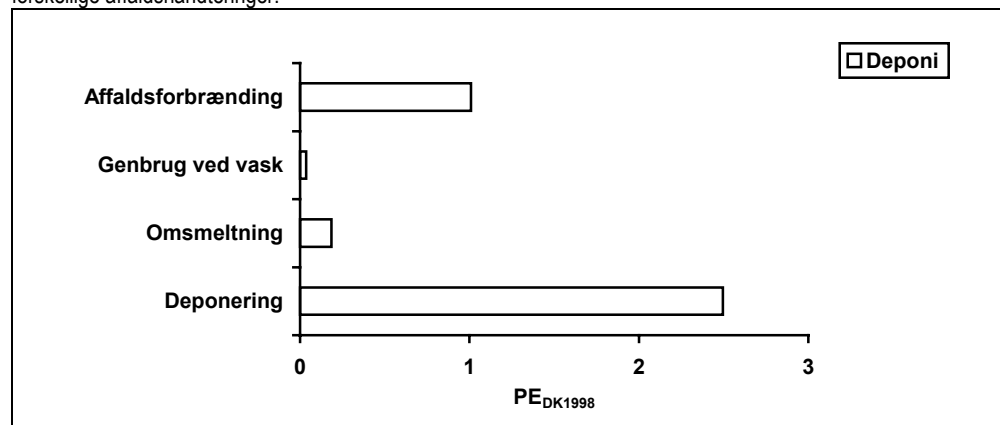
Figur 5.9 viser deponi af affald ved de forskellige affaldshåndteringer af aluminium. Udover den deponerede affaldsmængde skal der fremstilles nyt aluminium, der giver anledning til en meget stor deponeret mængde i forbindelse med fremstillingen. Ved forbrænding vil aluminium også skulle genfremstilles, og der dannes en betydelige mængde slagge. Slaggemængden er ca. dobbelt så stor som aluminiumsmængden, forudsat at det hele forbrænder (se bilag C). Det skyldes, at der ved forbrænding dannes aluminiumoxid. Til gengæld genanvendes ca. 60% af slaggen som fyldmateriale. Resultatet er, at med hensyn til deponibehov er der ikke væsentlig forskel på direkte deponi eller forbrænding af aluminium. Kun ved genanvendelse kan der opnås en betydelig reduktion af deponibehovet.

Figur 5.7

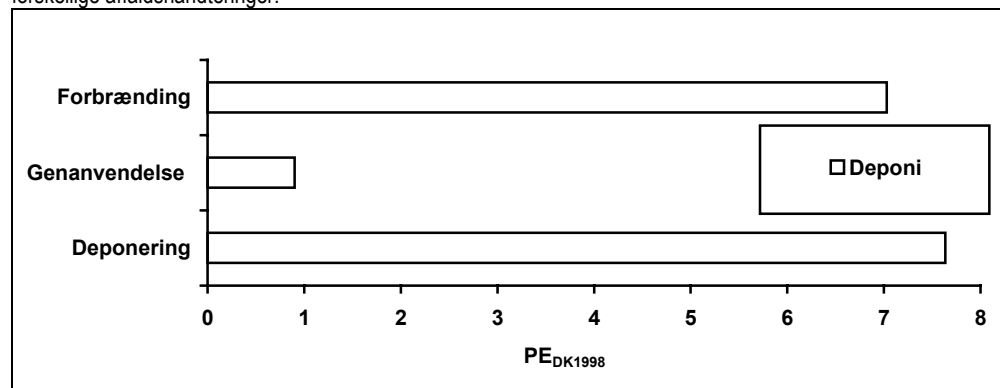
Samlet deponibehov knyttet til behandling af 1 ton papir og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



Figur 5.8
Samlet netto deponibehov knyttet til behandling af **1 ton glas** og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



Figur 5.9
Samlet netto deponibehov knyttet til behandling af **1 ton aluminium** og produktion af erstatningsmateriale ved forskellige affaldshåndteringer.



5.2.4 Forskelle på faktorerne for de 3 materialer

På såvel energi- som ressourcefaktorerne ses der for aluminium meget markante forskelle mellem genanvendelse og behandling på anden måde. For papir spares godt halvdelen af energi- og ressourceforbruget ved genanvendelse frem for deponi. For glas ses, at der selv om materialerne genvindes, er et betydeligt ressource- og energiforbrug i størrelsen 50-70% af forbruget, hvis materialerne blot blev deponeret. For energifaktorerne er forskellen mellem aluminium og de øvrige materialer mindre markant, men stadig udtalt (se figur 5.4 - 5.6).

Det forholder sig naturligvis anderledes, når man ser på deponeringsfaktoren, hvor der er en markant effekt af genanvendelse (se figur 5.7-5.9). Deponeringsfaktoren

er ca. 3 gange højere for aluminium, der deponeres end for glas, som deponeres. Forskellen er et resultat af, at der ved produktionen af primært aluminium dannes en væsentlig mængde affald, som indgår i beregningen. For papir ses den effekt, at deponeringen ved genanvendelse er større end deponeringen ved affaldsforbrændingen, da fyldstofferne i papiret bliver deponeret ved genanvendelsen. Desuden bevirker afbrænding af papir, at der spares kul og dermed bliver der mindre affald til deponi fra kulproduktion og forbrænding.

For aluminium er deponeringsfaktoren kun lidt mindre ved affaldsforbrænding end ved deponering, idet en del af aluminiumet ved forbrændingen oxideres, og der dermed skabes betydelige affaldsmængder (se bilag C). Man kan med rette indvende, at en lignende oxidation vil finde sted på længere sigt ved deponering, ligesom organisk affald vil blive omsat. Men der er for at forenkle beregningerne generelt ikke regnet med langsigtede ændringer af materialerne ved deponering. Genanvendelse af slagge fra affaldsforbrænding til fyld mv. udgør 60% af den producerede slagge og flyveaske (Orientering nr. 17, 2000), hvilket indgår i beregningen.

5.3 Indikatorer for affaldets samlede belastning (model A)

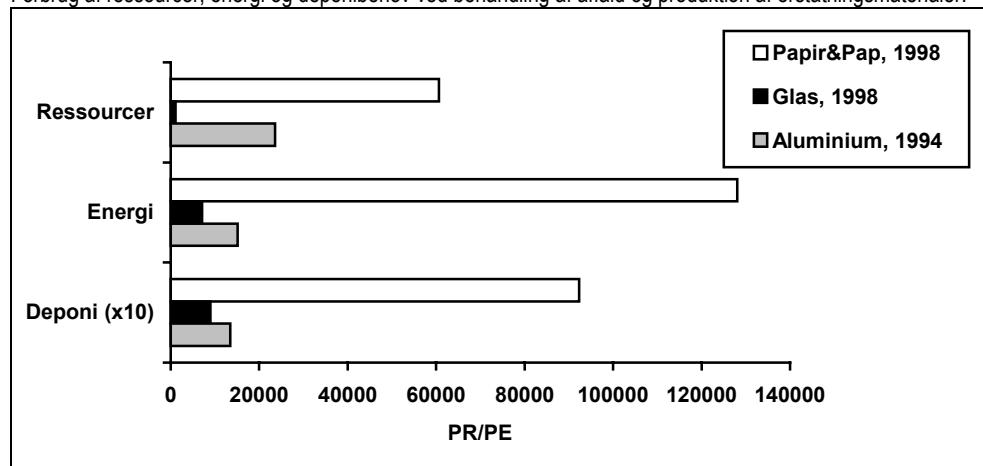
Ved beregning af indikatorværdierne ganges faktorerne for de 3 affaldsfraktioner (se tabel 4.3) med affaldsmængderne for de forskellige behandlingsmetoder (se tabel 5.1). Beregningen er nærmere beskrevet i kapitel 4, og i det følgende præsenteres og kommenteres resultaterne.

Af figur 5.10 ses at indikatorværdierne tegner lidt forskellige billeder af de tre materialefraktioners relative betydning som affald betragtet ved den aktuelle affaldshåndtering. Det ses, at de 3 indikatorer giver væsentligt forskellige resultater, som supplerer hinanden.

I denne og de øvrige figurer, der viser indikatorværdier, er der for overskuelighedens skyld ikke foretaget opdeling af ressourcerne i energiressourcer og andre ressourcer samt opdeling af primærenergien i fornyelige og ikke-fornyelige kilder. Opdelingen kan man se ved at betragte figur 5.1- 5.6, eller i bilag D, hvor resultaterne findes opdelt.

Figur 5.10

Forbrug af ressourcer, energi og deponibehov ved behandling af affald og produktion af erstatningsmaterialer.



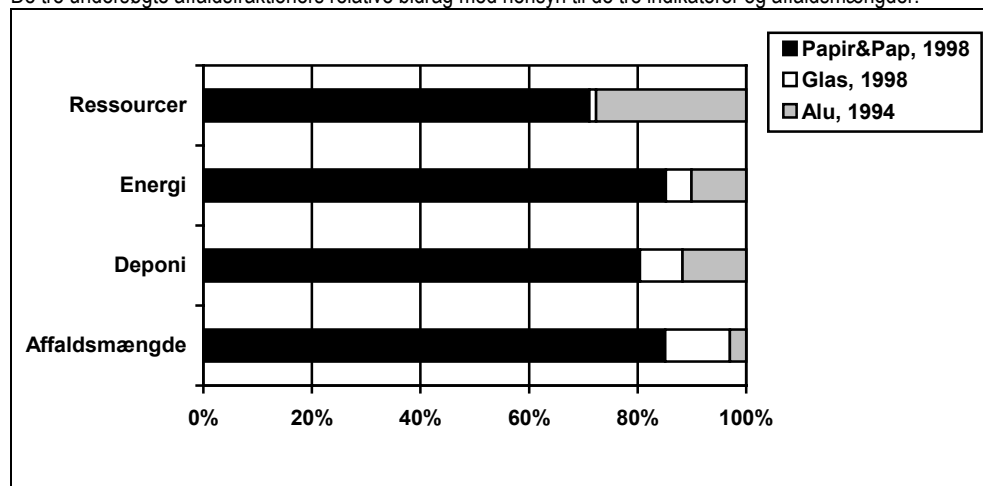
Følgende enheder er benyttet: Ressourceforbrug: PR_{WDK90} , energiforbrug: PE_{DK98} , deponeringsbehov: $PE_{AFFALD DK98}$. Værdierne for deponeringsbehov skal ganges med 10. Det skal pointeres, at de tre indikatorer kun er vist på samme figur af praktiske årsager. Hver indikator skal læses for sig.

Resultaterne kan også illustreres relativt som vist i figur 5.11, hvor de 3 materialer er sat i forhold til hinanden. Det ses af figuren, hvor meget hver materialefraktion udgør af den samlede indikatorværdi. Figur 5.11 viser, at aluminium på trods af de langt mindre affaldsmængder end de to andre materialefraktioner, udgør et betydeligt bidrag med hensyn til ressourceforbrug. Papir udgør det væsentligste bidrag med hensyn til energi, hvilket måske ikke er så overraskende. At papir også udgør et væsentligt bidrag til ressourceforbruget skyldes bla. den store ressourcemæssige vægt svovl er tillagt ved opgørelsen, hvilket diskuteres i afsnit 5.2.1.

Figur 5.11 giver en fornemmelse af, hvad de 3 indikatorer sætter fokus på og viser samtidig, at affaldsmængden i sig selv giver et markant anderledes billede. Der kan således være gode grunde til at operere med flere indikatorer for at få et dækkende billede af affaldssituationen.

Figur 5.11

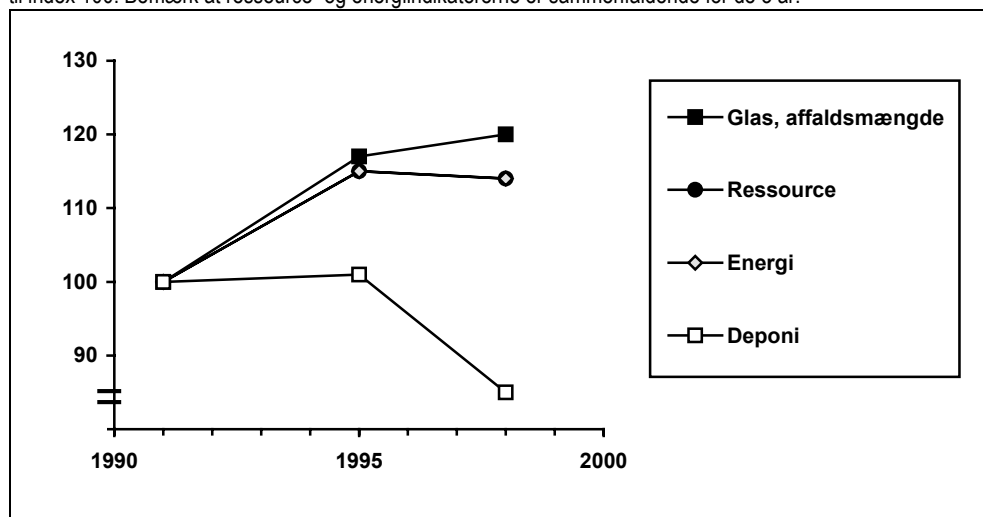
De tre undersøgte affaldsfraktioners relative bidrag med hensyn til de tre indikatorer og affaldsmængder.



Da formålet med indikatorerne også er at illustrere effekten af tiltag inden for affaldsområdet, er det væsentligt, at indikatorerne kan anvendes til at følge udviklingen.

I figur 5.12 er vist affaldsmængder og de tre indikatorer for glas opgjort for hhv. 1991, 1995 og 1998 indekseret i forhold til 1991. Den samlede mængde af glasaffald er i perioden steget ca. 20%, og energi og ressource-indikatorerne er tilsvarende sammenfaldende steget 10-15%. Den mindre stigning i indikatorerne er et resultat af øget genanvendelse, men resultaterne viser, at det samlede ressource- og energiforbrug knyttet til brugen af glas er steget i perioden trods tiltag inden for affaldsområdet. Deponeringsfaktoren er derimod faldet 20%, hvilket er et udtryk for, at glas, der bliver forbrændt, til dels bliver genanvendt sammen med slaggen fra affaldsforbrændingsanlægget.

Figur 5.12 Udviklingen i affaldsmængde samt de tre indikatorer for glas i 1991, 1995 og 1998, hvor 1991 er sat til index 100. Bemærk at ressource- og energiindikatorerne er sammenfaldende for de 3 år.



For aluminium foreligger der kun en detaljeret materialestrømsanalyse for 1994 (se bilag C), og det er derfor ikke muligt at lave en opgørelse, hvor udviklingen følges eksempelvis fra 1991 til 1998. Det må forventes, at den øgede brug af genbrugsstationer og ordninger for indsamling af elektriske og elektroniske produkter har øget indsamlingen af aluminium, men det må samtidig forventes, at affaldsmængden er steget. Det er dog ikke uden en opdatering af den foreliggende massestrømsanalyse muligt at afspejle denne udvikling.

Afprøvningen viser, at det er meget relevant at have metallerne med, hvis de livscyklusbaserede indikatorer skal anvendes på hele affaldsområdet. Hvad angår indikatoren for ressourceforbrug må der regnes med, at en række af de øvrige metaller vil bidrage væsentligt i lighed med aluminium. Ved normaliseringen til verdens reserver for de enkelte metaller kan selv metaller, som omsættes i små mængder, men med lille genanvendelse, bidrage væsentligt til det vægtede ressourceforbrug. Hvad angår energiforbrug, er aluminium en sværvægt, og de øvrige metaller - bortset fra jern og stål - vil formentlig bidrage væsentligt mindre end aluminium.

5.4 Indikatorer med fokus på de realiserede besparelser (model B)

Forskellen mellem præsentation A og B ligger først og fremmest i, hvad præsentationen fremhæver. Mens A fokuserer på de samlede affaldsmængder, fokuserer B på de opnåede besparelser i ressourcer, energiforbrug og deponi ved den aktuelle affaldshåndtering i forhold til blot at deponere alt affaldet.

De grundlæggende beregningsprincipper med hensyn til livscyklusdata og mængdedata er de samme for de to modeller. I princippet kan indikatorværdierne

for præsentrationsmodel B beregnes ved at tage udgangspunkt i to scenarier, hvoraf det ene er beregningen for model A, der viser indikatorværdier for den aktuelle affaldshåndtering. Derudover beregner man et alternativt affaldsbehandlingsscenarie, hvor det antages at alt affald deponeres. Indikatorværdierne til præsentation af model B finder man derefter ved at beregne forskellen mellem de to scenarier. Derved fremkommer indikatorværdier for de ressourcemæssige, energimæssige og deponerings-mæssige fordele, der er realiseret eller opnået ved den nuværende affaldshåndtering fremfor blot at deponere alt affaldet.

Endelig kan man tilføje en beregning af et 3. scenarie, hvor man antager af en optimering af affaldshåndteringen gennemføres fuldt ud. Forskellen mellem dette scenarie og den nuværende håndtering viser det potentiale, der er ved en optimering af affaldshåndteringen. Det indgår også i præsentrationsmodel B i det følgende.

Beregningsmæssigt er der dog foretaget en forenkling af proceduren ved at omregne faktorerne fra model A (tabel 5.1) til et sæt faktorer for model B (tabel 5.2). Omregningen er foretaget ved for hver enkelt faktor og materiale at beregne forskellen mellem deponi og de øvrige håndteringer, og de anvendte grunddata er således de samme som beskrevet for model A. Kolonnen deponi i tabel 5.2 er 0 for alle felter, og positiv eller nul for de øvrige behandlingsformer. Det viser, at deponi altid er det ringeste alternativ i de beregnede eksempler.

Tabel 5.1

Beregnete faktorer, model b. Besparelse i forhold til deponi ved forskellige bortskaffelsesmetoder.

RESSOURCE-FAKTORER (mPR, wdk90 pr. ton affald)	Deponi	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug (flasker)	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	0	3	-	43
Glas	0	0	9	3
Aluminium	0	4	-	1575

ENERGI-FAKTORER (mPE dk98 pr. ton affald)	Deponi	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	0	62	-	84
Glas	0	0	54	13
Aluminium	0	66	-	950

DEPONERINGS-FAKTORER (PE dk98 pr. ton affald)	Deponi	Affaldsforbrænding med energigenvinding	Genbrug	Genanvendelse ved materiale-genvinding
Papir&pap	0	2,5	-	1,6
Glas	0	1,5	2,5	2,3
Aluminium	0	0,6	-	6,7

De anvendte enheder er:

mPR (millipersonreserver), mPE (millipersonækvivalenter) og PE (personækvivalenter)

Præsentrations af data i model B matcher de data godt, der findes for affaldshåndteringen i affaldsstatistikken. Den viser først og fremmest indikatorværdier for de mængder, der indsamles til oparbejdning, mens de mængder, der deponeres, ikke bidrager til indikatoren. Hvis man ønsker at beregne potentialet ved en optimering af affaldshåndteringen, må der tilføjes nogle supplerende data fra anden statistik end affaldsstatistikken samt vurderes, hvor

store mængder det er muligt at indsamle af en materialefraktion. Det diskuteres i de følgende afsnit.

5.4.1 Værdien af genanvendte materialer og de potentielle besparelser

Her diskuteres principperne for hvad der aktuelt er den optimale genanvendelse, og hvordan den kan beregnes i forbindelse med en indikatorberegning.

Hvis man eksempelvis ser på aluminium, er den almindeligste praksis i forbindelse med genanvendelse, at en række aluminiumslegeringer blandes sammen, og at der ved genanvendelsen næsten udelukkende produceres højtlegeret støbealuminium. Mulighederne for fremtidig genanvendelse af dette støbealuminium vil være væsentligt mere begrænset end genanvendelse af de lavtlegerede aluminiumstyper. Sidstnævnte udgør hovedparten af det aluminium, der i dag bortskaffes til genanvendelse. Det vil således på længere sigt være optimalt at holde aluminiumslegeringerne adskilt ved genanvendelsen.

Ved genanvendelsesprocessen bliver en del aluminium ydermere oxideret og deponeres i form af aluminiumoxid. På nogle få norske smelteværker sker der en oprensning og genanvendelse af dette aluminiumoxid. Denne proces vil i relation til ressourcebevarelse være optimal i forhold til den mere almindelige smelteproces. Den optimale genanvendelse adskiller sig således noget fra den form for genanvendelse, der i dag er mest udbredt.

Hvis der for hver bortskaffelsesform skulle foretages en detaljeret analyse af den bedst tilgængelige teknologi og indhentes data for denne, ville opgaven med dataindsamling og datavurdering imidlertid hurtigt blive meget omfattende. Det foreslås derfor, at defineringen af den optimale form for genanvendelse håndteres mere pragmatisk, således at der eksempelvis i relation til aluminium regnes med gennemsnitsdata for den europæiske genvindingsindustri hentet fra LCV-databasen. Udover at forenkle dataindsamlingen har det den fordel, at man undgår meget omfattende udredninger af beregningsforudsætninger.

Når den direkte genanvendelse som metal sammenlignes med energigenvinding ved affaldsforbrænding eller genanvendelse af aluminiumoxid i form af slagge fra affaldsforbrænding, vil genanvendelse som metal under alle omstændigheder være det optimale.

I relation til den aktuelle genanvendelse er problemet ikke kun hvilke belastninger der er knyttet til genanvendelsen. Det kan bestemmes konkret i forhold til den faktiske genanvendelse (i det omfang data foreligger). Problemet er også at bestemme, hvad det er, som faktisk substitueres ved genanvendelsen, og hvilken kvalitet (værdi) det genvundne materiale skal tillægges.

Udgangspunktet er, at vi vil foretage en beregning, som omfatter alt det materiale, der genvindes. Hvorledes ville alt det aluminium, som i dag produceres ved genanvendelse, være blevet produceret, hvis der ikke var genanvendelse? Og hvorledes ville den fjernvarme, som i dag kommer fra affaldsforbrænding, være produceret, hvis der ikke skete energigenvinding ved forbrændingen?

Det ved vi faktisk ikke, og især på energiområdet vil udviklingen ikke kun være styret af markedsøkonomiske mekanismer. I lighed med tilgangen, som anvendes til at bestemme den optimale genanvendelsesform, vil vi derfor anvende en pragmatisk tilgang, hvor der tages udgangspunkt i nogle gennemsnitsbetragtninger. Dog har vi for varmeproduktion ved affaldsforbrænding foretaget en nærmere undersøgelse i bilag C. Det vil i tilknytning til eksemplet aluminium sige, at der

regnes med de data, som i LCV- databasen repræsenterer gennemsnit for europæisk produceret aluminium. For danskproduceret kraftvarme har vi foretaget en konkret vurdering af, hvilken betydning afbrænding af affald på danske affaldsforbrændingsanlæg har for kulforbruget.

5.4.2 Potentielle besparelser ved optimering af affaldshåndteringen

Indikatorerne i beregningsmodel B har til formål at vise den realiserede og potentielle besparelse i relation til de tre parametre. Hvor den realiserede besparelse kan baseres på ret sikre mængdedata og i det hele taget er mindre diskutabel, er det nødvendigt at gøre flere antagelser med hensyn til den potentielle besparelse.

I de anvendte beregningseksempler er den potentielle besparelse beregnet som følger:

For papir&pap er der anvendt et teoretisk potentiale, hvor 87% af det samlede papirforbrug genanvendes på lignende måde, som papir&pap genanvendes i dag. Det vil ikke være muligt at nå højere indsamlingsprocenter, idet en del af papiret, der udgøres af aftøringspapir, ender i dagrenovation eller i kloaksystemet. I affaldsstatistikken (Rendan, 1998) anslås det realistiske potentiale for genanvendelse af papir til 80%. Se evt. bilag C.

Der er desuden taget højde for, at papirmaterialet mister lødighed ved genanvendelsen. Potentialet udtrykker således en teoretisk maksimumsgrænse. Der vil kunne opnås yderligere besparelser, hvis papir&pap direkte genbruges, men dette vil formentlig kun være praktisk muligt for en lille del af transportemballagen, og det er ikke forsøgt at estimere, hvor stor en andel af papir&pap der ville kunne genbruges direkte.

For glasemballage er der angivet to teoretiske potentialer. Et niveau, hvor der kun forudsættes genbrug ved vask af det glas, der genbruges i dag, og al resten genvindes ved omsmeltning. Der vil dog formentlig være en mindre mængde emballageglas, der ikke kan indsamles til genanvendelse, fordi det er forurenset på forskellig vis, så 100% genanvendelse vil i praksis ikke være mulig at opnå. Det skal bemærkes, at genbrug af flasker til øl og sodavand ikke indgår i beregningen, der omfatter andre former for emballageglas.

Ved det andet potentialeniveau regnes der med at 100% af glasaffaldet potentielt kan genbruges som flaske-/glasemballage - også det, der omsmeltes i dag. At opnå en så høj genbrugsgrad vil formentlig kræve væsentlige ændringer i anvendelsen af glas til emballage og et indsamlingssystem, hvor glassene ikke knuses (fx standard emballagetyper, som kendes fra øl og vand). I dag knuses en betydelig del ved indsamlingen. Der er således tale om et teoretisk potentiale, men det er ikke umiddelbart muligt at vurdere, hvad et realistisk potentiale udgør.

For aluminium regnes der med en 100% genindvinding. Der vil ved genanvendelsesprocessen være et tab af størrelsesordenen 5%, som er indregnet i denne proces. Der vil således løbende blive tilført nyt aluminium, og det vil være muligt at gennemføre et kredsløb uden tab, som er begrundet i materialeforringelsen ved genanvendelse. I praksis vil det med den nuværende brug af aluminium til emballage være meget vanskeligt (eller umuligt) at opnå så høje genanvendelsesprocenter, idet den del i vidt omfang ender i dagrenovationen.

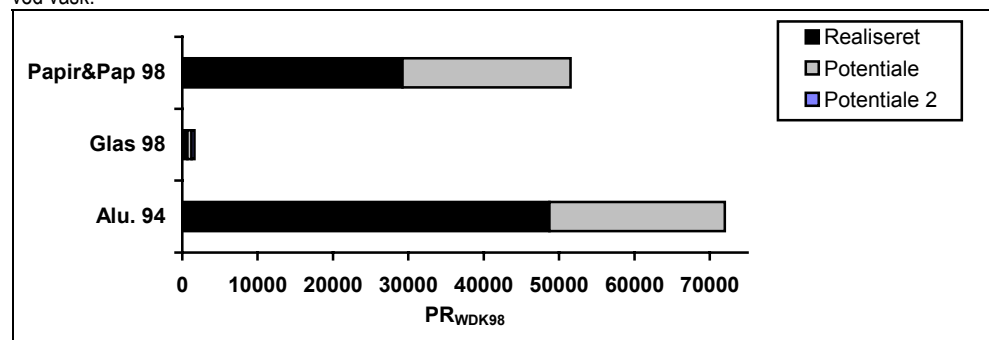
De realiserede og teoretisk fastsatte potentielle besparelser med hensyn til ressourcer, energi og deponeringsbehov er vist i figur 5.13 - 5.15. Til

sammenligning er vist de realiserede og potentielle besparelser, hvis de var opgjort i affaldsmængder i Figur 5.16.

Sammenlignet med papir&pap og aluminium er de realiserede besparelser ved genanvendelse af glas ret beskedne både med hensyn til ressourcer og energi. Det skal understreges, at genbrug af flasker til øl og sodavand ikke indgår i beregningen. Der er dog på energisiden et potentiale for besparelser, hvis glasemballagen direkte genbruges.

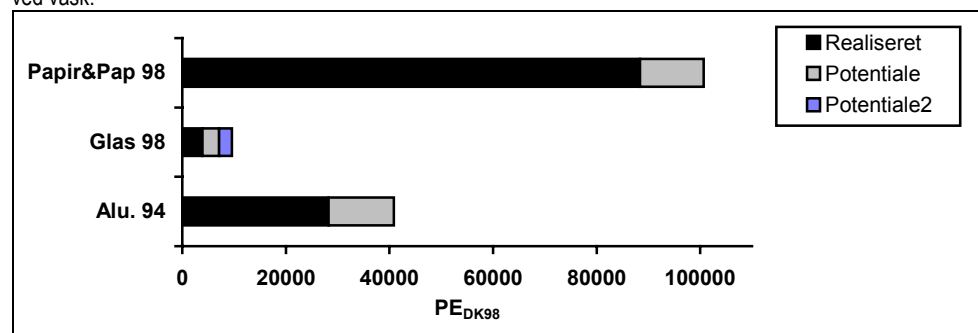
Figur 5.13

realiserede besparelser ved den nuværende affaldshåndtering og mulige potentialer for besparelse i **ressourceforbrug** knyttet til behandling af tre materialefraktioner. "potentiale 2" er genbrug af alt emballage-glas ved vask.



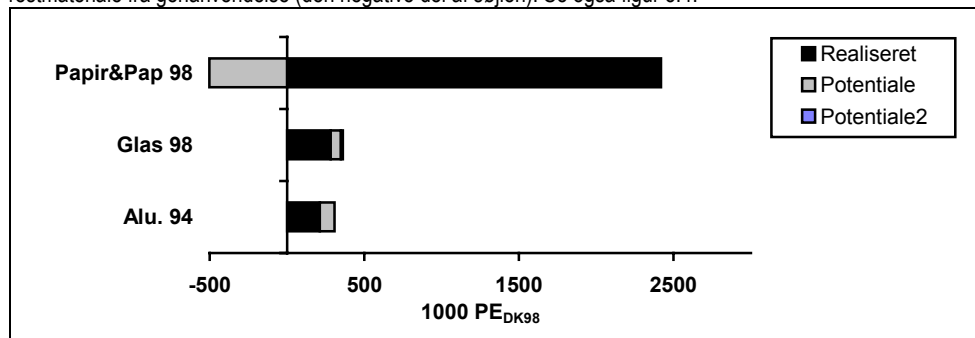
Figur 5.14

realiserede besparelser ved den nuværende affaldshåndtering og mulige potentialer for besparelse af primær **energiforbrug** knyttet til behandling af tre materialefraktioner. "potentiale 2" er genbrug af alt emballage-glas ved vask.



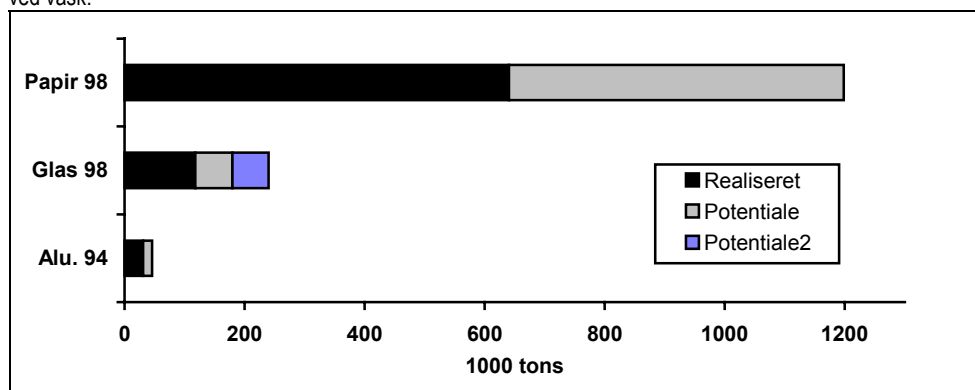
Figur 5.15

realiserede besparelser ved den nuværende affaldshåndtering og mulige potentialer for besparelse i **deponibehov** knyttet til behandling af tre materialefraktioner. "potentiale 2" er genbrug af alt emballage-glas ved vask. Bemærk at potentialet ved øget genanvendelse af papir & pap giver øget behov for affaldsdeponi for restmateriale fra genanvendelse (den negative del af søjlen). Se også figur 5.4.



Figur 5.16

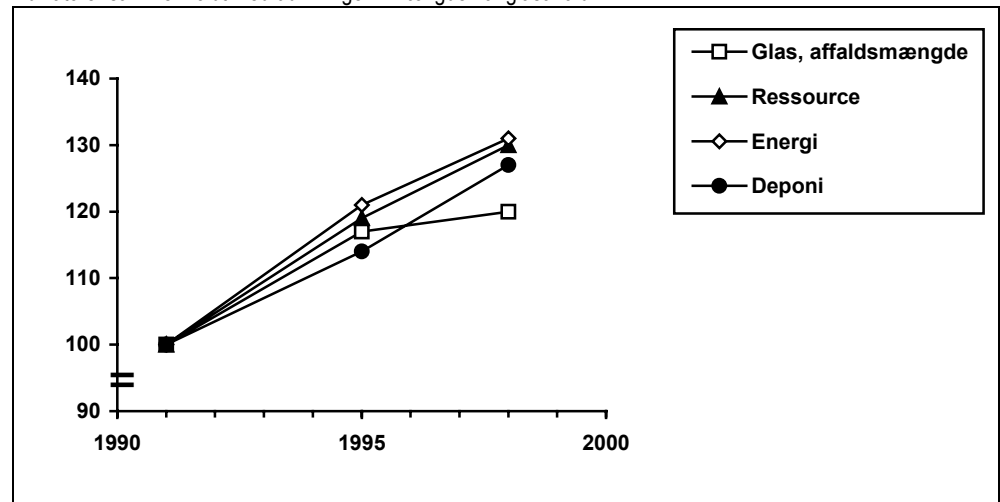
realiserede besparelser ved den nuværende affaldshåndtering og mulige potentialer for besparelse opgjort som **affaldsmængder** knyttet til behandling af tre materialefraktioner. "potentiale 2" er genbrug af alt emballage-glas ved vask.



I figur 5.17 er vist udviklingen i de realiserede besparelser knyttet til bortskaffelsen af glasaffald i perioden 1991-1998. Figuren er udelukkende baseret på de beregnede faktorer og data hentet fra ISAG. Det mønster, som ses, er på en måde en spejling af mønstret, som fremgår af figur 5.12, idet det her ses, at de samlede besparelser til en vis grad er en funktion af øget affaldsmængde. Der er dog tillige er en effekt af forbedrede behandlings-metoder, da besparelsen målt i de tre indikatorer stiger mere end affaldsmængden.

Figur 5.17

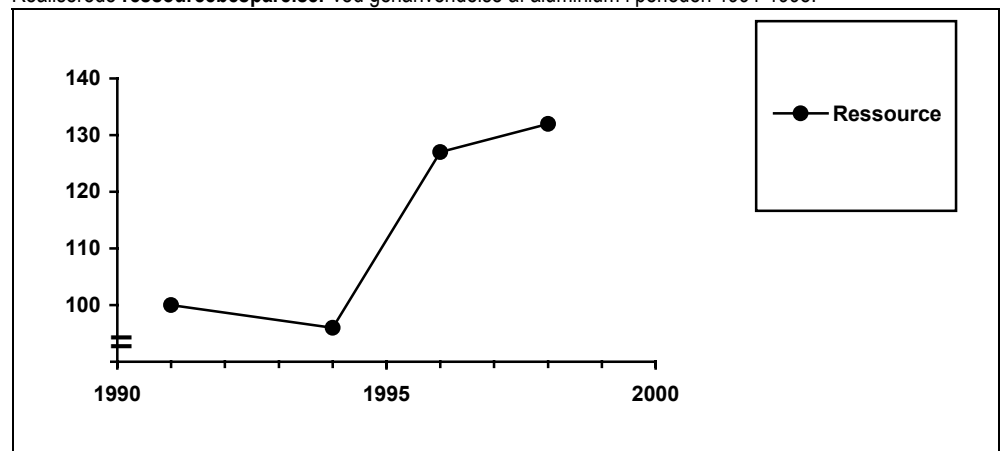
Realiserede besparelser ved genanvendelse af glas i perioden 1991-1998 vist som indekserede værdier for de 3 indikatorer sammenholdt med udviklingen i mængden af glasaffald.



For aluminium vises udviklingen i den realiserede besparelse i figur 5.18. I bilag C er der angivet en metode til - på grundlag af oplysningerne fra Danmarks Statistik - at estimere mængderne af aluminium, der behandles ved genanvendelse. For at afprøve om metoden er robust og faktisk synliggør en udvikling, er de indsamlede mængder beregnet for en række år og vist som indekserede værdier i figur 5.18. Der er kun beregnet udviklingen i ressourcebesparelsen.

Figur 5.18

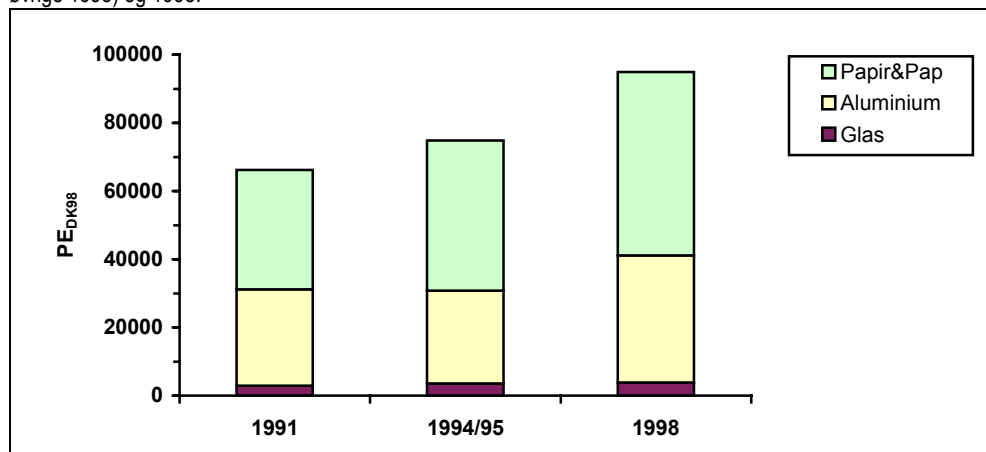
Realiserede **ressourcebesparelser** ved genanvendelse af aluminium i perioden 1991-1998.



For at illustrere, hvorledes de forskellige materialefraktioner bidrager til den samlede besparelse, er der i figur 5.19 vist data for 1991, 1995 og 1998 for energibesparelserne opnået ved den praktiserede affaldsbehandling fremfor blot at deponere alt affald. Samlet set er besparelsen øget med ca. 40% gennem 90'erne.

Figur 5.19

Realiserede **energibesparelser** ved genanvendelse af papir&pap, glas og aluminium i 1991, 1994/95 (Alu:1994 øvrige 1995) og 1998.



5.4.3 Afslutning

De forskellige måder at præsentere indikatorerne på sætter fokus på forskellige forhold ved affaldsbehandlingen. Et vigtigt argument for valg af præsentationsform B frem for A vil være mulighederne for indsamling og opdatering af datagrundlaget. Det undersøges i det følgende kapitel.

6 Mulighederne for at anvende indikatorerne på hele affaldsområdet

I vurderingen af mulighederne for at bruge de foreslåede indikatorer på hele affaldsområdet indgår følgende elementer:

- Tidsforbrug til beregning af de 3 livscyklusbaserede faktorer
- Tidsforbrug til at estimere mængderne af de enkelte materialefraktioner
- Tidsforbrug til årlige beregninger af indikatorerne
- Samlet vurdering af opdateringens omfang.

Det vil være helt afgørende for tidsforbruget, om der til beregning af indikatorerne skal anvendes data for hele samfundets materialeforbrug og affaldbehandling (model A), eller der kun skal anvendes data for de mængder, der faktisk genanvendes eller forbrændes (fx beregning af realiseret besparelse model B) suppleret med data for de relevante potentialer for genanvendelse.

I bilag B er gennemgået forudsætningerne, og i det følgende gives et samlet overslag over tidsforbruget til 3 relevante alternativer:

- I. En statusopgørelse af hele affaldsområdet (model A)
- II. Førstegangsupgørelse af indikatorberegning for realiserede besparelser og potentialer (model B) uden forudgående statusopgørelse (I)
- III. Årlig opdatering af model B, uanset om II eller III er udgangspunktet.

6.1.1 Tidsforbrug til beregning af livscyklusbaserede faktorer

Fremskaffelse af data til beregning af de livscyklusbaserede faktorer til gennemførelse af beregningerne skal hovedsagelig ske første gang, beregningen gennemføres. Ved de løbende årlige opgørelser af de realiserede besparelser vil det ikke være hensigtsmæssigt at opdatere faktorerne, da det ville kunne resultere i, at indikatorerne i højere grad afspejler ændringer i faktorerne fremfor i udviklingen i affaldshåndteringen.

Ved vurdering af hvor tidskrævende det vil være at fremskaffe livscyklusdata for de materialer og behandlingsprocesser, som skal indgå i statusopgørelsen, er der taget udgangspunkt i en vurdering af, hvor mange materialer og affaldsbehandlingsprocesser, det kan dreje sig om. Som udgangspunkt er der tale om at langt de fleste materialer principielt vil kunne indgå i affaldet. Der vil dog være nogle, som kan udelades, fordi de indgår i ubetydelig mængder.

Hvis det antages, at der inden for hver af de 3 fraktioner metaller, plast og olie- og kemikalieaffald laves opgørelser for 7 materialer, og inden for hver af de øvrige 12 fraktioner i afsnit 6.1 laves opgørelser for 2 betydende materialer, giver det i alt ca. 45 materialer, der kan håndteres på 2-4 forskellige måder hver. Dette giver i alt 90-180 livscyklusbaserede datasæt. Heraf vil en del dog være mere eller mindre ens, f.eks. forbrænding af forskellige typer plast med samme energiindhold.

En meget stor del af disse LCA-data findes i forvejen, selvom det kan være nødvendigt med opdateringer heraf. Hvis det forudsættes, at 10-20 datasæt enten

ikke eksisterer, og 10-20 skal opdateres for at kunne anvendes, vil det største arbejde med beregning af de livscyklusbaserede indikatorer udgøres af disse.

Det skal i denne sammenhæng betænkes, at det for de foreslåede indikatorer blot drejer sig om at skaffe data for ressourceforbrug, hvoraf energiforbruget kan udledes samt data for vurdering af deponibehovet i hele materialets livscyklus. Derved er opgaven begrænset betydeligt i forhold til at skaffe de relevante data. Skønsmæssigt vil arbejdet med at skaffe LCA-data kunne gøres inden for ca. 2 mandmåneder. Dette arbejde skal gennemføres, uanset om man vælger at lave den omfattende statusopgørelse (model A) eller en indikatorberegning for de realiserede besparelser (model B). Ved årlig opdatering af indikatorberegningerne må det forventes at der skal bruges ca. ½ mandmåned til opdatering af LCA-data.

6.2 Tidsforbrug til at estimere mængderne af de enkelte materialefraktioner

Mulighederne for og tidsforbruget til at lave generelle beregningsprincipper for beregning af affaldsmængderne for de enkelte materialefraktioner bliver gennemgået i bilag B og kort sammenfattet her.

De sammensatte affaldsfraktioner, som eksempelvis ”dagrenovation”, er sammensat af en række materialefraktioner og vil være repræsenteret i beregningen af disse materialer. Det vil sige, at der for hvert materiale også skal anslås, hvor meget af materialet der fx forbrændes via dagrenovation og storskrald.

Det vurderes, at der kan skelnes mellem følgende materialefraktioner:

- Papir&pap
- Glas - opdelt på emballageglas og ”andet glas”
- Plast - opdelt på PE, PVC, PS, PP, PET og ”andet plast”
- Metal - opdelt på jern&stål, rustfrit stål, aluminium, kobber, zink, bly
- Olie- og kemikalieaffald - eventuelt opdelt på hovedfraktioner
- Autogummi
- Beton
- Tegl
- Asfalt
- Træ - rent og trykimprægneret
- Andre byggematerialer - opdelt på bl.a. isoleringsmaterialer, gipsplader og tagbeklædning (ekskl. tegl)
- Madaffald/andet organisk
- Haveaffald
- Jord, grus og sten
- Andre materialer - bl.a. keramik, gummi (ekskl. autogummi) og tekstiler.

6.2.1 Omfang af statusopgørelser

Oplysninger om datakilder til mængdedata er gennemgået i bilag B, hvor der er en oversigt i tabel 2.1. Tabellen er ikke medtaget i hovedrapporten, da den på visse områder er ufuldstændig. For hver materialefraktion er angivet datakilder og anslået usikkerhed på data. Usikkerhederne er groft anslået af forfatterne efter bedste evne. Da de største usikkerheder knytter sig til de mængder, som ikke genanvendes, er det desuden angivet, hvor stor en andel af den samlede affaldsmængde, der indsamles til genanvendelse. Som det fremgår af tabellen, vil det for en række materialer være nødvendigt at supplere oplysningerne fra ISAG og de supplerende materialestrøms- statistikker over de samlede mængder, der bortskaffes. Desuden kan der især for metaller findes nyere massestrømsanalyser,

som også vil kunne anvendes. For at være anvendelige skal undersøgelserne være gennemført inden for de seneste 5 år.

Det vurderes, at det vil være gennemførelsen af statusopgørelser, der vil udgøre den største del af tidsforbruget til opstilling af det samlede beregningsprincip og fremskaffelse af mængdedata til at gennemføre den første beregning af indikatorerne. Det samlede tidsforbrug til opdatering af statusopgørelser er i bilag B anslået til 12-30 mandmåneder. Ved beregningen kan der spares noget, hvis det vælges at bruge de eksisterende massestrømsanalyser for nogle af metallerne fra 1994 eller fra eventuelle, lignende opdaterede undersøgelser. Med det som forudsætning vil tidsforbruget til opstilling af det samlede beregningsprincip være i størrelsen 10-20 mandmåneder.

I stedet for en omfattende statusopgørelse kan der alternativt vælges en beregning af de realiserede besparelser for hele affaldsområdet samt beregning af realistiske potentialer for yderligere optimering af affaldshåndteringen (model B). Første gang vil opstilling af denne model især kræve indsamling af data koncentreret om den nuværende forbrænding eller genanvendelse af materialer. Dertil kommer en vurdering af de realistiske besparelses-potentialer. Det skønnes at ville kunne gennemføres inden for 3-5 mandmåneder - afhængigt af, hvor mange materialer det vurderes at være realistisk at genanvende.

6.2.2 Årlig beregning af indikatorer

Årlige opgørelser af de realiserede besparelser (model B) skønnes at kunne gennemføres med et tidsforbrug i størrelsesordenen 1 mandmåned til dataindsamling og selve beregningen. En væsentlig del af denne tid vil skulle bruges til at hente og kontrollere data vedrørende metaller fra Danmarks Statistik.

Udover selve opdateringen af datagrundlaget skal der afsættes nogle mand-dage til præsentation, vurdering og afrapportering af udviklingen, hvilket skønsmæssigt vurderes at tage 5-10 manddage afhængigt af formidlingskravene.

6.2.3 Samlet vurdering af opdateringens omfang

Gennemgangen af tidsforbruget til udarbejdelse af en statusopgørelse samt de løbende opdateringer af de realiserede besparelser er opsummeret i tabel 6.1. Bemærk, at der i de årlige opdateringer er medregnet tid til rapportering.

Tabel 6.1

Samlet tidsforbrug til statusopgørelse og årlige beregninger af indikatorerne

Aktivitet	Tidsforbrug	
	Affaldsmængdedata	Livscyklusdata
I) Samlet belastning, statusopgørelse, 1. gang (model A)	12-30 mandmåneder 1)	2 mandmåneder
II) Realiseret besparelse og potentialer 1. gang (model B) 3)	3 -5 mandmåneder 2)	2 mandmåneder
III) Årlig opgørelse, realiseret besparelse (model B)	1 - 1½ mandmåned 2)	½ mandmåned

1) Jo flere anvendelige data der findes i opdaterede materialestrøms-statistikker og massestrømsanalyser, jo mindre forbrug til opdateringen.

2) 1 gang præsenteres, kommenteres og vurderes beregningerne i en sammenfattende rapport. De efterfølgende år opdateres rapporten og kommenteres på omtrent samme måde som første gang, hvorved vurdering og præsentationen skønnes at blive mindre omfattende.

3) Tidsforbruget er angivet under forudsætning af, at der ikke laves statusopgørelser (beregningsmodel A).

7 Diskussion

Projektet har til formål at vurdere muligheden for at udvikle nogle indikatorer for miljøbelastningen ved håndtering af alt affald. Undersøgelsen har omfattet dels fastlæggelse af formålet med indikatorerne og dels en vurdering af de tilgængelige beregningsmetoder, det relevante datamateriale samt tidsforbruget til gennemførelse af indikatorberegningen for hele affaldsområdet. I det følgende opsummeres de overvejelser, der er fremkommet i løbet af projektet.

7.1 Formålet med indikatorberegningen

Med udgangspunkt i de nuværende opgørelser af affaldshåndteringen, når undersøgelsen frem til at der kan være behov for at supplere opgørelsen med en kvalitativ vurdering af affaldsstrømmene. Formålet kan dels være en prioritering af indsatsen i forhold til de enkelte materialefraktioner, dels en prioritering mellem de forskellige behandlingsformer.

I projektet arbejdes der med to forslag til beregning af indikatorer, benævnt model A og B, som beregningsmæssigt er omtrent ens, men datamæssigt kræver lidt forskellige input.

Hvis formålet er at skaffe et overblik over de forskellige affaldsfraktioners relative bidrag til ressource- og miljømæssig påvirkning af omgivelserne, er model A mest relevant. Herved får man mulighed bl.a. for at udpege de områder, hvor affaldets miljøbelastning vil kunne reduceres ved *at reducere affaldsproduktionen* eller ved at fremme anvendelsen af andre materialer ved produktfremstillingen. Perspektivet er interessant, men lægger i høj grad op til forandringer i vareproduktionen og ændring af forbrugsvaner, hvilket er uden for nærværende projekts fokusområde.

Hvis ønsket derimod er at fokusere på de miljø- og ressourcemæssige gevinster og potentialer der er ved *optimering af affaldshåndteringen* inden for hele affaldsområdet, vil model B være tilstrækkelig. Gennemføres model B for alle affaldsfraktioner, vil det være muligt at identificere de største ressource- og miljømæssige besparelser ved affaldshåndteringen. Det vil også være muligt at supplere med beregninger, der fokuserer på, hvilke fraktioner der rummer de største potentialer for yderligere besparelser. Endelig vil der være mulighed for at afgrænse opgørelsen til nogle udvalgte fraktioner, hvor man ønsker at vurdere de ressource- og miljømæssige gevinster ved valg af forskellige affaldsbehandlingsformer.

7.2 Vurderingsmetoder

Den gennemførte afprøvning, herunder den gennemførte beregning samt de fremkomne resultater, lægger op til en diskussion af, *i hvilken grad de beregnede indikatorer bidrager med informationer*, der ikke allerede er til rådighed. Her er der to interessante pointer.

Den ene er, at der er tale om livscyklusbaserede indikatorer, hvilket betyder, at der også indregnes forhold ved de enkelte materialer, som er forårsaget af, at materialerne har givet anledning til energiforbrug, ressourceforbrug og affaldsdeponering ved fremstillingen. Eksempelvis vil udvinding af mineraler give

anledning til affald fra minedriften. Det betyder, at indikatoren for deponering af affald i flere tilfælde kan give overraskende resultater.

Samtidig indgår der også virkninger af affaldshåndteringen - fx godskrivning af energi ved forbrænding eller genanvendelse/deponi af slagge fra forbrændingen. At sådanne forhold har en betydning for vurderingen af affaldsbehandlingen har klart vist sig ved afprøvning på de tre materialer.

Den anden pointe er, at en opgørelse, hvor de 3 indikatorer anvendes, resulterer i et væsentligt anderledes billede af affaldsfraktionernes relative betydning end de rene mængdeopgørelser. Især viser beregningen, at aluminium på trods af relativt små affaldsmængder tæller betydeligt, når ressourceindikatorer anvendes. Omvendt tæller ressourcer som f.eks. sand, der udgør grundlaget for glas, næsten ikke. Dette kan give anledning til nye overvejelser om, hvilke tiltag der er mest relevante at fremme inden for affaldshåndteringen.

I afsnit 5 vurderes de enkelte indikatorer, og hvilke miljø- og ressourceforhold de sætter fokus på i forbindelse med de afprøvede affaldsfraktioner. Det ser ud til, at ressourceforbrug og energiforbrug supplerer hinanden på en hensigtsmæssig måde. Selvom der på nogen måder er tale om overlapning, fordi energi både indgår i indikatoren for ressourcer og primærenergi, så udtrykker de to indikatorer meget forskellige forhold ved energianvendelsen. Mens energi som ressource lægger vægten på de ikke-fornyelige ressourcer, så udtrykker indikatoren for primærenergi i høj grad miljøbelastning med f.eks. drivhusgasser og forsurende stoffer. Som supplement til ressourcefaktoren er energifaktoren således væsentlig. Energiforbrug som indikator har den fordel sammenlignet med de fleste miljøeffekter, at der er tale om en ret indiskutabel parameter, hvor det er relativt nemt at aggregere flere former for energiforbrug.

På grund af vægtningen af ressourcer i UMIP-metoden vil tab af en begrænset ressource, som fx kobber, syne mere end fx træ, der i princippet gendannes, hvis mængderne ikke overudnyttes. Denne dimension er et vigtigt resultat af UMIP-projektet, som gør det muligt at diskutere ressource-problematikken på en langt mere kvalificeret måde end tidligere. Fx har princippet kunnet anvendes til at vurdere, om anvendelsen af slagge er et spørgsmål om ressourcebesparelser eller snarere et spørgsmål om at reducere deponeringsbehovet. Beregningen viste, at i den store sammenhæng har reduktionen af deponeringsbehovet langt større betydning end ressource-besparelsen ved at erstatte grus.

7.2.1 Mangler ved LCA-datagrundlaget

Der er flere eksempler på at LCA-metoderne er mangelfulde, bl.a. hvad angår datagrundlaget. Med hensyn til ressourceparameteren er det afgørende, at der findes relevante oplysninger om forsyningshorisonten for de enkelte råstoffer. Et eksempel fra projektet på at der mangler bedre data er svovl, hvor der mangler en opgørelse af verdens reserver, der tager højde for udvindingen af svovl fra brændsel. Hvis man blot indregner reserver af relativt let tilgængeligt svovl, vil ressourcefaktoren for fx papir blive meget påvirket af denne ene faktor.

Med hensyn til deponeringsfaktoren må den stadig betragtes om et midlertidigt mål, indtil der i forbindelse med videreudvikling af LCA-metoderne kommer en afklaring af, hvordan de miljømæssige konsekvenser af deponering skal opgøres. Især for organiske materialefraktioner, eksempelvis papir, resulterer deponering ikke i et blivende behov for deponeringskapacitet, men vil resultere i dannelsen af bl.a. drivhusgasser. Samtidig mangler deponeringsfaktoren i rene mængder en vægtning af miljøbelastningen ved forskellige affaldsfraktioner til deponi.

Ved valget af parametre er der foretaget en forenkling, hvor miljøeffekter af praktiske årsager er skåret fra. Ved kun at afspejle ressourceforbrug, energi og deponeringsbehov kan indikatorerne give et skævt billede og lægge op til prioriteringer inden for affaldsområdet, som ville være uhensigtsmæssige ud fra et bredere miljøeffektsynspunkt. Derfor skal indikatorerne inden for fraktioner, hvor der er miljøfarlige stoffer involveret, fx tungmetaller eller persistente organiske forbindelser, suppleres med andre vurderinger af affaldsmængderne. Dette gælder fx ved vurdering af alt farligt affald, hvor de 3 indikatorværdier ikke vil kunne stå alene.

7.3 Vurdering af datagrundlaget

Ved undersøgelse af det eksisterende datagrundlag i kapitel 6 viste det sig, at en kortlægning, der opgør alle affaldsstrømme (model A), kun vil være mulig at gennemføre, hvis der samtidigt iværksættes en relativt omfattende undersøgelse af en række materialefraktioner, bl.a. ved opdateringer af eksisterende massestrømsanalyser eller materialestrømsstatistikker.

Den anden præsenteringsmodel, der viser de realiserede besparelser (model B), vil med en mindre omfattende indsats kunne anvendes som en indikator, som årligt beregnes på grundlag af eksisterende affaldsstatistik suppleret med andre typer undersøgelser og statistikker. Den vil kunne vise, om de mål, der sættes på genanvendelsesområdet, nås, og vil også kunne tilføjes information om hvilke potentialer, der er for øget genanvendelse af en materialefraktion.

7.4 Konklusioner og anbefalinger

Et vigtigt omdrejningspunkt i projektets diskussioner har været, hvilke indikatorer det er muligt at beregne i forhold til ønskerne om, hvad indikatorerne skal vise. Det har resulteret i, at beregningerne er præsenteret på to forskellige måder, som hver har deres styrker og svagheder. For begge modeller gælder, at det grundet datausikkerheder og -mangler vil være tale om, at indikatorerne må betragtes som et støtteværktøj til en beslutningsproces, der inddrager flere faktorer. En løbende offentliggørelse af indikatorværdierne til en bredere kreds vil kræve formidling af en række forudsætninger og forbehold.

Indikatorberegningen jf. model A, vil kunne give en slags statusbillede for den ressource- og miljømæssige betydning af de fleste affaldsfraktioner, men er som ovenfor beskrevet ganske omfattende. Samtidig vil de resultater, der frembringes, først og fremmest kunne bruges til en diskussion af, hvor der er behov for at reducere affaldsmængderne ved indgreb i produktions- og forbrugsleddet, hvilket ligger uden for målet med nærværende projekt.

Model B vil imidlertid være egnet til at opfylde det væsentligste formål med indikatorberegningen, nemlig at udpege de mest betydelige ressource- og miljømæssige potentialer ved yderligere optimering af affaldshåndteringer. Samtidig vil model B også kunne dokumentere, at den hidtidige indsats for miljømæssig optimering af affaldshåndteringen faktisk har givet resultater.

Model B vil kunne gennemføres inden for 8 mandmåneder første gang og vil kunne opdateres årligt med en indsats på omkring 2 mandmåneder (inkl. fremskaffelse og opdatering af LCA-data).

En væsentlig forudsætning for vurderingen af tidsforbruget er, til hvilken kreds resultaterne skal formidles. Ved præsentation af de enkelte resultater er der i

afprøvningen tilstræbt en balance mellem forenkling og aggregering, der skal tilfredsstille den interesserede affaldsekspert. Derfor er en række tal blevet henvist til bilagsmaterialet. Skal resultater af en indikatorberegning for hele affaldsområdet formidles til en bredere kreds, skal der formentlig ske yderligere aggregering af de præsenterede resultater. Samtidig skal der findes en formidlingsform for den mere detaljerede dokumentation, og her vil en form for elektronisk formidling i databaseform være oplagt, da man derved kan give brugeren redskaber til at søge den ønskede information. Formidling af denne type er dog ikke med i de ovenfor nævnte projektoverslag.

8 Ordliste

8.1 Livscyklustermer

LCA	Livscyklusanalyse. Opgørelse af alle input og output ved fremstilling, anvendelse og bortskaffelse af et produkt, et produktsystem, en ydelse eller en proces.
UMIP	Udvikling af miljøvenlige industriprodukter. Det første og største danske projekt om LCA-metodeudvikling gennemført af IPU - Institut for produktudvikling på DTU.
LCV-databasen	Miljøstyrelsens EDB-program til LCA-opgørelse jf. UMIP-metoden. Indeholder en række procesdata fra UMIP-projektet.
UMIP-metode	Består af opgørelse af input-/outputmængder ved et produkt samt de 3 vurderingstrin: Karakterisering, normalisering, vægtning. For hvert trin knyttes en faktor til de enkelte ressourceforbrug og udledninger.
Karakterisering	Hver <i>ressource</i> opgøres som mængden af råstof i ressourcen. Ved karakteriseringen inddeles <i>udledningerne</i> i en række kategorier efter miljøpåvirkning, f.eks. drivhuseffekt. En udledning kan godt bidrage til flere miljøeffekter. Alle udledninger med samme miljøeffekt omregnes til et fælles mål - f.eks. CO ₂ ækvivalenter. 1 gram methangas omregnes f.eks. til at have samme drivhuseffekt som 25 g CO ₂ .
Normalisering	For hver ressource og for alle udledninger omregnes den karakteriserede mængde til <i>personækvivalenter</i> (PE) ved at sætte mængden i forhold til det årlige forbrug eller udledning for en person. Fornyelige <i>ressourcer</i> sættes i forhold til forbruget pr. person i lokalområdet (DK), mens forbruget af ikke-fornyelige sættes i forhold til forbruget pr. person i verden. For <i>udledninger</i> til omgivelserne sættes drivhuseffekt og ozonlagsnedbrydende effekt i forhold til udledningen pr. verdensborger og de øvrige parametre i forhold til udledningen pr. person i Danmark.
Vægtning	De normaliserede værdier kan som et sidste evalueringstrin vægtes. For <i>ressourcer</i> vægtes med forsyningshorisonten jf. statistik (USGS, 1999). Det betyder i praksis, at ressourceforbruget bliver normaliseret i forhold til de samlede reserver i verden pr. verdensborger fremfor normalisering i forhold til årsforbruget pr. verdensborger. Enheden bliver derfor PR - personreserver. For <i>udledninger</i> vægtes de normaliserede værdier med de fastlagte politiske reduktionsmål ved en bestemt årstal. Mens der er en rimelig konsensus om karakteriserings- og normaliseringstrinnet, er

vægtningsmetoden mere omdiskuteret, hvilket afspejles i at der er udviklet en række metoder i forskellige LCA-studier verden over.

Allokering	Betyder fordeling og bruges dels om fordeling af miljøbelastning ved samproduktion af flere produkter, dels ved fordeling af miljøbelastning på jomfruelige og genanvendte materialer, når materialet indgår i en eller flere genanvendelser.
Lødighedstab	Anvendes i UMIP om de kvalitetstab, der sker ved genanvendelse af et materiale. Eksempelvis papirfibre, der bliver kortere, hver gang papiret genanvendes. Lødighedstab er ikke de samme som indsamlingstab.

8.2 Indikatorparametre

Ressourcer	Her i projektet et samlet mål for råstofforbrug opgjort i PR (se vægtning). Ressourcer anvendes i UMIP- sammenhæng synonymt med råstoffer.
Primærenergi	Også benævnt bruttoenergiforbrug. Her i projektet er primærenergiforbruget normaliseret til personekvivalenter i forhold til det danske primærenergiforbrug pr borger i 1998. 1 kWh el (netto) svarer rent kalorimetrisk til 3,6 Mega joule. Men ved livscyklusopgørelser regnes 1 kWh el (netto) til ca. 10 Mega joule (brutto- eller primær- energi), idet der indgår konverterings- og transmissions-tab på elværket. Dette har stor betydning ved alle former for energiomsætning, men er især høj ved elproduktion.
Deponi	Her i projektet affaldsmængde til deponi opgjort i personekvivalenter i forhold til den danske mængde affald til deponi pr. borger i 1998.

8.3 Affaldstermer

Affaldshåndtering	Dækker alle former for affaldsbehandling
Energigenvinding	Afbrænding af affald med udnyttelse af energien.
Genanvendelse	Materialelegenvinding, hvor et materialet oparbejdes til brug i nye produkter som ikke nødvendigvis er de samme som de oprindelige. Genanvendelse omfatter ikke energigenvinding.
Genbrug	Ved genbrug genbruges et produkt til dets oprindelige formål. Fx. genbrug af ølflasker.
ISAG	Information System for Affald og Genanvendelse. Blev taget i brug i Danmark i 1993. Formålet er en registrering af kilder og affaldsbehandlingsform inden for nogle overordnede affaldsfraktioner. Det er affaldsbehandlerne, der indberetter til systemet.

EAK	Europæisk Affalds Katalog (samme som EWC). En liste over affald som er udarbejdet i henhold til Rådets Direktiv 75/442/EØF om affald. Listen er ikke en udtømmende liste over affald. Affald som er opført på listen og markeret med fed skrift er farligt affald, når kriterierne for farlighed er opfyldt.
EWC	European Waste Catalogue (samme som EAK).

9 Referencer

Referencelisten omfatter også henvisninger i bilag A til C.

Affald 21, Miljøstyrelsen, 1999. Publiceret på www.mst.dk.

Affaldsbekendtgørelse, 2000. Bekendtgørelse om affald. Bek. 619 af 27/6-2000. Miljøstyrelsen 2000.

Affaldsinfo.dk, 2000. Glas, flasker og skår 1997. Affaldsstatistik. Affaldscenter for Affaldsminimering og Genanvendelse, Nejrup, D. 1998. + opdatering 1998 via www.affaldsinfo.dk. Videncenter for affald, 1998.

Affaldsinfo.dk, 2000. Returpapir 1997. Materialestrømsovervågning. Hansen, G. & A. Christensen, Rendan A/S, 1998 + opdatering 1998 via www.affaldsinfo.dk.

APME. 1998. Eco-profiles of the European plastics industry. Report 16. PET film production. Association of Plastics Manufacturers in Europe. Bruxelles.

Arbejdsrapport 400, 1999. Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Refillable Glass Bottles. Miljøstyrelsen 1999.

Arbejdsrapport 478. Miljøprofiler for aluminium i LCA-perspektiv. Miljøstyrelsen, 1999.

BEK. 655, 2000. Bekendtgørelse nr. 655 af 27/06/2000: Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

DCA 1999A. Notat om PVC, imprægneret træ og asbest i bygge- og anlægsaffald. Dansk Center for Affald.

DCA, 1999B. Affaldshåndbogen. Videncenter for affald og genanvendelse, 1999.

DFF, statistik 98/1999. Årlig statistik for danske Fjernvarmeværker. Danske fjernvarmeværkers forening.

Domela, Ilonka og Nejrup, Dorte, 1999. Kompoststatistik, Videncenter for affald og genanvendelse, 1999.

DS 1996. Råstofindvindingen i Danmark 1994. Statistiske Efterretninger 1996:6.

E2, 2000. Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme, LCA af dansk el og kraftvarme. E2, Elsamprojekt m.fl. 2000.

Energistyrelsen, 2000A. Energistatistik for Danmark, 1999. Energistyrelsen på www.ens.dk.

Energistyrelsen, 2000B. Energiproducentstatistik, 1999. Specialudtræk af statistik.

Eriksen, 1998. Anne Lone Eriksen. Bygge- og anlægsaffaldsstatistikken, 1996. Videncenter for affald, marts 1998.

Forbrugerstyrelsen, 1996. "Miljøbelastningen ved en families aktiviteter".

Hansen, Gert, 1999. Emballageforsyningsmængden i Danmark 1997. Videncenter for affald og genanvendelse i 1998, revideret juni 1999.

- Jacobsen, F., Skov- og Naturstyrelsen. Personlig oplysning, november 2000.
- Jacobsen, H. & G. Hansen. 1997. Plastemballagestatistik 1997. Videnscenter for Affald og Genanvendelse.
- Jensen, J.B. 1998. Evaluering af sand, grus og stenressourcer på det danske havområde. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser, Kbh.
- Kesler, S. E. 1994. Mineral resources, economics and the environment. Macmillan, New York.
- Miljøprojekt 264, Dagrenovation fra private husholdninger. Miljøstyrelsen, 1994.
- Miljøprojekt 281, Miljøprioritering af industriprodukter, Miljøstyrelsen 1995.
- Miljøprojekt 382, Industriprodukters miljø- og sundhedseffekter, Miljøstyrelsen 1998.
- Miljøprojekt 387. Lassen, C. & E. Hansen. 1998. Økologisk råderum for brug af ikke-fornybare ressourcer. Miljøstyrelsen, 1998.
- Miljøprojekt nr. 294, 1995. Miljøøkonomi for papir og papkredsløb. Dalager, S. m. fl., Miljøstyrelsen, 1995 København.
- Miljøprojekt nr. 484. Lassen, C. E. Hansen, T. Kaas & J. Larsen. 1999. Aluminium – massestrømsanalyse og vurdering af mulighederne for at minimere tab. Miljøprojekt nr. 484. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøprojekt, 341, 1997. Miljøeffekter og ressourceforbrug for 3 grafiske produkter i et livscyklusperspektiv. Miljøstyrelsen, 1997.
- Miljøprojekt, 473. Miljøstyrelsen, 1999: Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1997. Miljøstyrelsen, 1999.
- Miljøprojekt, 493. Scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation samt vurdering af arbejdsmiljø, Miljørådet for Renere Produkter; Teknologisk Institut; Econet AS; BST Århus, 1999
- Miljøstyrelsen, 1998. LCV-tool.
- Miljøstyrelsen, 1999. LCA af affald. Igangværende projekt af COWI, Elsamprojekt, DHI Vand og Miljø, IPU og dk-TEKNIK.
- Nejrup, D. 1998. Glas, flasker og skår 1997. Affaldsstatistik. Affaldscenter for Affaldsminimering og Genanvendelse. Se også affaldsinfo.dk, 2000.
- Orientering nr. 3, 1999 samt nr. 17, 2000. Affaldsstatistik 1998 og 1999, Miljøstyrelsen. Publiceret på www.mst.dk.
- Schmidt, 2000. Inddragelse af arbejdsmiljø i LCA. Anders Schmidt, dk-teknik 2000 (forventes udgivet af MST senere på året).
- UMIP, 1996. Miljøvurdering af produkter af Henrik Wenzel m.fl., Miljøstyrelsen, 1996.
- USGS. 1999. Mineral Commodity Summaries. US Geological Survey, Washington D.C.
- Vejledning nr. 2/1991. ISAG-Informationssystem for affald og genanvendelse. Terminologi og brugervejledning. Miljøstyrelsen, 1991.

Screening af affaldsområdet

1	AFFALDSFRAKTIONER OG MILJØ	4
1.1.1	<i>Datagrundlag</i>	5
1.1.2	<i>Opdeling i kategorier</i>	6
1.2	PAPIR OG PAP	6
1.2.1	<i>Behandlingsformer</i>	6
1.2.2	<i>Ressource og miljøforhold</i>	7
1.2.3	<i>Datagrundlag</i>	7
1.3	FLASKER OG GLAS	9
1.3.1	<i>Behandlingsformer</i>	9
1.3.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	9
1.3.3	<i>Datagrundlag</i>	10
1.4	PLAST	11
1.4.1	<i>Behandlingsformer</i>	11
1.4.2	<i>Ressource- og miljøforhold ved plast (undtagen PVC)</i>	11
1.4.3	<i>Miljø- og ressourceforhold for PVC</i>	12
1.4.4	<i>Datagrundlag</i>	13
1.5	MADAFFALD OG ANDET ORGANISK AFFALD	14
1.5.1	<i>Behandlingsformer</i>	14
1.5.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	14
1.5.3	<i>Datagrundlag</i>	15
1.6	GRENE, BLADE, GRÆS MV. (SAMT KOMPOST)	16
1.6.1	<i>Behandlingsformer</i>	16
1.6.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	16
1.6.3	<i>Datagrundlag</i>	17
1.7	JERN OG METAL	18
1.7.1	<i>Behandlingsformer</i>	18
1.7.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	18
1.7.3	<i>Datagrundlag</i>	19
1.8	AUTOGUMMI	21
1.8.1	<i>Behandlingsformer</i>	21
1.8.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	21
1.8.3	<i>Datagrundlag</i>	22
1.9	BETON OG TEGL	23
1.9.1	<i>Behandlingsformer</i>	23
1.9.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	23
1.9.3	<i>Datagrundlag</i>	24
1.10	ASFALT	25
1.10.1	<i>Behandlingsformer</i>	25
1.10.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	25
1.10.3	<i>Datagrundlag</i>	25
1.11	ANDET BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD	27
1.11.1	<i>Behandlingsformer</i>	27
1.11.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	27
1.11.3	<i>Datagrundlag</i>	28
1.12	TRÆ	29
1.12.1	<i>Behandlingsformer</i>	29
1.12.2	<i>Miljø- og ressourceforhold</i>	29

1.12.3	Datagrundlag	30
1.13	JORD OG STEN	31
1.13.1	Behandlingsformer	31
1.13.2	Miljø- og ressourceforhold	31
1.13.3	Datagrundlag	32
1.14	ANDET GENANVENDELIGT	33
1.14.1	Behandlingsformer	33
1.14.2	Miljø- og ressourceforhold	33
1.14.3	Datagrundlag	34
1.15	SYGEHUSAFFALD	35
1.15.1	Behandlingsformer	35
1.15.2	Miljø- og ressourceforhold	35
1.15.3	Datagrundlag	35
1.16	BLANDET AFFALD TIL FORBRÆNDING	35
1.16.1	Behandlingsformer	35
1.16.2	Miljø- og ressourceforhold	36
1.16.3	Datagrundlag	37
1.17	BLANDET IKKE FORBRÆNDINGSEGNET AFFALD	38
1.17.1	Behandlingsformer	38
1.17.2	Miljø- og ressourceforhold	38
1.17.3	Datagrundlag	39
1.18	SLAM	40
1.18.1	Behandlingsformer	40
1.18.2	Miljø- og ressourceforhold	40
1.18.3	Datagrundlag	41
1.19	SAND OG RISTESTOF	42
1.19.1	Behandlingsformer	42
1.19.2	Miljø- og ressourceforhold	42
1.19.3	Datagrundlag	42
1.20	SLAGGE, FLYVEASKE OG RØGGASRENSINGSPRODUKTER	43
1.20.1	Behandlingsformer	43
1.20.2	Miljø- og ressourceforhold	43
1.20.3	Datagrundlag	44
1.21	STØVENDE ASBEST	45
1.21.1	Behandlingsformer	45
1.21.2	Miljø- og ressourceforhold	45
1.21.3	Datagrundlag	45
1.22	OLIE OG KEMIKALIEAFFALD	46
1.22.1	Behandlingsformer	46
1.22.2	Miljø- og ressourceforhold	46
1.22.3	Datagrundlag	47
1.23	ELEKTRISKE APPARATER	48
1.23.1	Behandlingsformer	48
1.23.2	Miljø- og ressourceforhold	48
1.23.3	Datagrundlag	49
2	MÆNGDER OG BEHANDLING AF DE ENKELTE AFFALDSFRAKTIONER	50
2.1	GENNEMGANG AF DE ENKELTE MATERIALEFRAKTIONER	51
2.1.1	Papir&pap	51
2.1.2	Glas	51
2.1.3	Plast	51
2.1.4	Metaller	52
2.1.5	Olie- og kemikalieaffald	54
2.1.6	Autogummi	54

2.1.7	<i>Beton, tegl og asfalt</i>	55
2.1.8	<i>Træ (inkl. træplader)</i>	55
2.1.9	<i>Andre byggematerialer</i>	56
2.1.10	<i>Haveaffald, madaffald/andet organisk</i>	56
2.1.11	<i>Jord, grus og sten</i>	56
2.1.12	<i>Slam, røggasrensningssprodukter, forbrændingsslagger og energigenvinding ved forbrænding</i>	56
2.1.13	<i>Andet</i>	57
2.2	SAMLET TIDSFORBRUG	57
	BEREGNINGSFORUDSÆTNINGER	63
2.3	PAPIR OG PAP	63
2.3.1	<i>Mængder og statistik</i>	63
2.3.2	<i>Forbrænding af papir</i>	64
2.3.3	<i>Genanvendelsesprocesser</i>	64
2.3.4	<i>Følsomhedsvurdering af indikatorværdier for papir og pap</i>	64
2.4	FLASKER OG GLAS TIL EMBALLAGEFORMÅL	65
2.4.1	<i>Mængder og statistik</i>	65
2.4.2	<i>LCA-processer og datakilder</i>	65
2.4.3	<i>Følsomhedsvurdering af indikatorværdierne for glas</i>	66
2.5	ALUMINIUM	66
2.5.1	<i>Mængder og statistik</i>	66
2.5.2	<i>LCA-processer og datakilder</i>	68
2.5.3	<i>Datakvalitet og følsomhed</i>	68
2.6	VÆGTNINGS- OG NORMALISERINGSFAKTORER	69
2.6.1	<i>Ressourcer</i>	69
2.6.2	<i>Energi</i>	70
2.6.3	<i>Deponeringsbehov</i>	70
2.7	FORBRÆNDING AF AFFALD I DANMARK	71
2.7.1	<i>Forbrænding og varmeproduktion</i>	71
2.7.2	<i>Udvidelse af systemgrænsen ved analyse af affaldsenergi</i>	71
2.7.3	<i>Konklusion</i>	73
2.8	ANVENDELSE AF SLAGGER TIL ANLÆGSFORMÅL	73
2.8.1	<i>Konklusion</i>	75
	DATA OG BEREGNINGSRESULTATER	77

1 Affaldsfraktioner og miljø

I det følgende vil der blive foretaget en screening af de aktuelle valgmuligheder for hver affaldsfraktion, hvad angår håndtering og behandling samt de væsentligste miljø- og ressourcemæssige konsekvenser, der er knyttet til disse valg. Afsnittet er opsummeret i kapitel 3. For hver affaldsfraktion er der således et afsnit opdelt i:

- Behandlingsformer
- Ressource- og miljømæssige forhold
- Datagrundlag

Formålet er at identificere miljøeffekter og ressourceforbrug, der kan anses for at være væsentligt forskellige ved alternative håndteringer af affaldet. Ved identifikationen gøres der en række antagelser, som senere skal af- eller bekræftes gennem mere dybtgående analyser, hvis det er relevant.

Der vil i tilknytning til alle affaldsfraktioner være nogle generelle aspekter som bliver omtalt i det følgende. Ligeledes beskrives kort det statistiske grundlag, der eksisterer for affaldsområdet. I bilag B suppleres dette med en mere detaljeret vurdering af omfanget ved at skaffe relevante data for en indikatorberegning.

I relation til *genanvendelse* af produkter og materialer vil der blive skelnet mellem tre niveauer af genanvendelse:

Genbrug, hvor produktet anvendes igen, evt. efter rengøring (fx genbrug af ølflasker).

Direkte genanvendelse, hvor de sekundære materials kvaliteter udnyttes fuldt ud i de nye produkter (fx omsmelting af glas til produktion af nye flasker).

Indirekte genanvendelse, hvor materialerne anvendes igen, men hvor materials kvaliteter kun delvist udnyttes (fx genanvendelse af glas i form af slagger fra affaldsforbrænding). Indirekte genanvendelse svarer til det engelske "downcycling". Indirekte genanvendelse, hvor det er materials energiindhold der udnyttes, vil blive betegnet som energigenvinding.

Affaldsminimering ved mindskelse af affaldsmængden vil - alt andet lige - mindske miljøeffekterne i relation til behandling af affaldet. Miljøeffekter knyttet til de tidligere livscyklusfaser vil kun blive inddraget i nærværende analyse i det omfang de har indflydelse på de valg, der bliver taget i forbindelse med affaldsbehandling og genanvendelse som er projektets omdrejningspunkt.

Alle processer vil i et vist omfang kræve *energi*, og der vil i et livscyklusperspektiv derfor være knyttet en række energirelaterede miljøeffekter og ressourceforbrug til alle valg inden for affaldsområdet. I tilknytning til mange processer udgør energiforbruget en væsentlig del af bidraget til især drivhuseffekt og forsurening. Energiforbruget bidrager herudover også til et ressourceforbrug af såvel fornyelige som ikke-fornyelige energiressourcer.

Energiforbruget har også en væsentlig betydning i forbindelse med fx affaldsforbrænding, hvor der sker en udnyttelse af affaldets energiindhold til

varme og i mindre grad elproduktion. Ved en livscyklusbetragtning af affaldsbehandlingen vil man nødvendigvis skulle inddrage de miljø- og ressourcemæssige konsekvenser af at affaldet erstatter andet brændselsforbrug. Andre behandlingsformer, fx forgasning af affaldet, udnytter også affaldets energiindhold, men bevarer desuden samtidig materialeressourcerne. Inden for nærværende projekt vil sådanne perspektiver blive inddraget, når det er relevant.

For ikke at skulle gentage ovenstående om energiforbrugets konsekvenser for alle de relevante affaldskategorier, vil der i det følgende blive angivet, når der er væsentlige forskelle i energiforbrug i tilknytning til de enkelte valg, uden at de deraf afledede miljøeffekter og ressourceforbrug vil blive uddybet. Ved at behandle energien selvstændigt vil øvrige ressource- og miljøforbrug vedrørende bestemte affaldsbehandlinger fremgå specifikt i gennemgangen.

1.1.1 Datagrundlag

Miljøstyrelsen indsamler data om affald og genanvendelse. Siden 1993 er der årligt udgivet en samlet affaldsstatistik, hvor det væsentligste datagrundlag kommer fra en lovpligtig indberetning til Miljøstyrelsen fra alle affaldsbehandlingsanlæg – det såkaldte ISAG-system.

ISAG-indberetningen dækker ikke den totale affaldsproduktion i Danmark. Fx er kulfyrede kraftværker fritaget for indberetning til ISAG, idet tallene fås ved direkte henvendelse til Elsam og Elkraft. Tilsvarende fås tal for slam fra kommunale rensningsanlæg til udspredning på landbrugsområder ved at benytte amtskommunernes indberetninger til Miljøstyrelsen om slamproduktion samt data for affald fra sukkerfabrikkerne. Endelig fås visse import- og eksporttal af affald fra genvindingsindustrien og Miljøstyrelsens registreringer i forbindelse med import og eksport af affald i henhold til EUs forordning om transport af affald.

For en række områder udarbejdes der mere uddybende statistiske undersøgelser af forskellige affaldstyper. Videncenter for affald og genanvendelse (tidligere Rendan) udarbejder en række enkeltstående såvel som løbende statistiske undersøgelser af fx husholdningsaffald, emballagemængder og kompost.

For kemikalieaffald er der i 1997 vedtaget nogle væsentlige ændringer af indberetningerne til ISAG-systemet (Affaldsbekendtgørelse, 2000) idet EU kræver mere specifikation af hvad affaldet indeholder. Dette har man tidligere kunne danne et billede af ved at trække på oplysninger fra Kommunekemi, der førhen har været den eneste behandler af farligt affald i Danmark.

Med hensyn til genanvendelsesområdet har ISAG-systemet den svaghed, at det kun opfanger de faktisk sorterede fraktioner. Det betyder at fx. fraktionen papir og pap kun dækker over den mængde der udsorteres til genanvendelse. ISAG giver altså ikke et indtryk af det faktiske potentiale, da en stor del af papiret er indeholdt i den blandede kategorier ”diverse brændbart” affald.

For at få et overblik over potentialerne for genanvendelige materialer og genanvendelsesprocenter for de enkelte fraktioner er man nødt til at sammenholde forsynings-statistikens tal for fx papirforbrug med de indsamlede mængder. Dette er gjort for en række områder, og potentialerne for genanvendelsen er i vidt omfang opsummeret i regeringens affaldshandlingsplan (Affald 21, 1999) samt i de detaljerede årsopgørelser eller opgørelser fra Videncenter for affald. På en række områder - især for metallerne - er der lavet detaljerede massestrømsanalyser, der giver et godt statusbillede af forbrug og affaldsbehandling.

1.1.2 Opdeling i kategorier

I denne screening af den nuværende og mulige behandling af de forskellige affaldsfraktioner, tages udgangspunkt i STANDAT-kodeliste niveau 1 (Vejledning 2, 1991). Opdelingen er løbende blevet tilpasset, senest med den nyeste affaldsbekendtgørelse (Affaldsbekendtgørelse, 2000). Bl.a. er opdelingen af papir og plast samt farligt affald, såsom slam, forbrændingsrester samt alt fra klinisk affald til olieaffald, blevet specificeret yderligere. Et væsentligt element i den nyeste affaldsbekendtgørelse er afstemningen med den kommende EU-lovgivning om affaldsstatistik.

Udover ISAG-systemets data er der tilføjet grupper med restprodukter og spildevandsslam. Enkelte fraktioner behandles samlet i nærværende tekst. For hver fraktion er der en kort bemærkning om hvad der er indeholdt.

Affaldsfraktioner som behandles i screeningen

- Papir og pap
- Flasker og glas
- Plast (opdelt i PVC og andet plast)
- Madaffald/andet organisk
- Grene, blade, græs m.v. (+Bark og træflis og fraført kompost)
- Jern og metal
- Autogummi
- Beton, tegl (2 fraktioner)
- Asfalt
- Andet bygge-/anlægsaffald
- Træ
- Jord og sten
- Andet genanvendeligt
- Sygehusaffald
- Diverse brændbart
- Diverse ikke forbrændingsegnet
- Slam
- Sand og ristestof
- Slagge, flyveaske og røggasrensningsprodukter (3 fraktioner)
- Støvende asbest
- Olie- og kemikalieaffald
- Elektriske apparater (2 fraktioner)

1.2 Papir og pap

1.2.1 Behandlingsformer

Tabel 1.1: Behandlingsformer for papir og pap

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Der foregår ingen nævneværdig genbrug af papir og pap. Principielt er vil det dog være muligt fx at genbruge papkasser.
Direkte genanvendelse	Papir og pap genanvendes til produktion af bølgepap, emballagepapir, cyklus-papir, æggebakker mm.
Indirekte genanvendelse	Papir som ikke indsamles særskilt vil hovedsageligt blive forbrændt. I forbrændingsanlæg med energiudnyttelse genanvendes papir som brændsel til produktion af varme/el
Forbrænding uden	I forbrændingsanlæg uden energiudnyttelse vil papir i princippet

energiudnyttelse	blive destrueret med en mindre askerest.
Deponering	Vil kunne finde sted i det omfang papir og pap optræder sammen med ikke-brændbart affald, eksempelvis bygningsaffald

1.2.2 Ressource og miljøforhold

Miljømæssige forhold vedrørende affaldsbehandling og genanvendelse af pap og papir er tidligere indgående behandlet i en række rapporter om "Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb" (Miljøprojekt 294, 1995).

Det grundliggende spørgsmål er om papiret skal genanvendes direkte, hvorved man undgår nogle af de miljøeffekter, der er knyttet til produktionen af nyt papir, men til gengæld får andre miljøeffekter, som er knyttet til indsamling og oparbejdning af papirmassen, eller om det skal forbrændes, hvor der vil kunne ske en udnyttelse af papirets brændværdi.

Udover træ anvendes der ved papirfremstillingen en række kemikalier til blegning, kogning, deinking (af genanvendelsespapirmasse), ligesom papiret tilsættes lim og fyldstoffer som kalk og kaolin. Genanvendelse af papir kræver mindre brug af kemikalier end fremstilling af nyt papir.

Tabel 1.2: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af papir

	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res sour cer *	Miljøeffekter *				Depon ering *	Arbejds miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
genvin- ding/ forbræn- ding	xx	x		x		x	x	xx

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Overordnet set er det de energiafledede miljøeffekter der er i centrum ved de to vigtigste behandlingsformer for papiraffald, specielt forhold omkring de substituerede energiresourcer kan være væsentlige. Ressourceforbruget til fremstilling af papir er hovedsagelig træ som er en fornyelig ressource, hvorfor dette er mindre afgørende.

Eutrofieringen af vandmiljøet kan være betydelig hvis spildevandet fra papirproduktion ikke renses. Spildevandsrensning ved papirproduktion er i dag almindeligt hos nordiske papirproducenter.

I forhold til udledningen af toksiske stoffer til miljøet er der de senere år sket en betydelig reduktion, idet chlorblegning af papir er erstattet af mindre miljøbelastende processer. Der er dog stadig risiko for udledning af toksiske stoffer fx ved deinking af papir til genanvendelse.

Arbejdsmiljøbelastningen ved sortering af papir til genanvendelse kan være betydelig, men datagrundlaget for vurderingen er mangelfuldt.

1.2.3 Datagrundlag

Tabel 1.3: Datakilder vedrørende papiraffald

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af genanvendt papir udgør fraktionen "papir og pap til genanvendelse". Resten af det anvendte papir indgår i fraktionen "diverse brændbart".	Årlige opgørelser over papirforbruget (på basis af forsyningsstatistikken) samt genanvendelse af papir (Returpapirstatistik fra Videncenter for affald og genanvendelse) Løbende opgørelser af forbrug af papir- og papemballage (Videncenter for affald og genanvendelse)	Opgørelser af potentialer for papirgenanvendelse for alle kommuner (Miljøstyrelsen og Econet). Statusopgørelse over papirmængder i dagrenovation (Miljøprojekt 264, 1994)

Det fremgår at ovenstående at det vil være muligt at få en årlig opdateret opgørelse af forbrug, forbrænding samt genanvendelsesprocenten for papir. For 1998 var den 50%. Desuden vil det i et vist omfang være muligt at få en løbende opgørelse af anvendelsesområderne for papir.

1.3 Flasker og glas

Til flasker og glas regnes alle produkter af glas, undtagen glas i elektriske eller elektroniske produkter. Grunden til denne skelnen er, at der knytter sig særlige problemstillinger til de tekniske glastyper.

1.3.1 Behandlingsformer

For flasker og glas er det relevant at skelne mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.4: Behandlingsformer for flasker og glas

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Flasker og andre emballageglas, som kan renses og påfyldes nyt indhold. Genbrug kan ske dels via pantordninger, dels via sortering af indsamlede blandede flasker og glas. Genbrug i husholdningerne medregnes ikke, da det blot betragtes som levetidsforlængelse
Direkte genanvendelse	Relevant for alle typer glas. Ved omsmeltnings kan glasset anvendes til produktion af flasker og emballageglas eller til glasuld.
Indirekte genanvendelse	Glas til forbrænding vil ende i slaggen og kan som sådan anvendes til anlægsformål
Deponering	Omfatter glas som deponeres direkte på losseplads (herunder indsamlet glas der kasseres) og glas i forbrændingsslagger, der ikke anvendes til anlægsformål

1.3.2 Miljø- og ressourceforhold

Fremstilling af glas ud fra råstoffer eller ved omsmeltnings af glasskår til nyt glas kræver energi. Også direkte genbrug af fx flasker kræver energi til transport og rensning af flaskerne.

Ved genbrug af flasker vil der kunne spares ressourcer til produktion af nyt glas. De vigtigste råstoffer til glasfremstilling er soda, sand og kalk, men der anvendes herudover en række hjælpestoffer. Substitution af råstoffer vil ske ved såvel genbrug som genanvendelse af glas.

Tabel 1.5: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af glas og flasker

Fraktion Typisk behand-ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Arbejds- miljø *
			Globale drivhus/- ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Glas G/D	x	x		x		x	x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved deponering eller ved genanvendelse i form af slagger fra affaldsforbrænding må glas formodes at substituere råstoffer som grus og sand, der har mindre ressourceværdi end glas til omsmeltnings. Anvendelsen af slaggen fra affaldsforbrænding til anlægsformål, kræver dog at glasset er forbrændt sammen med andre ting, der ikke forårsager miljøbelastende stoffer i slaggen, som fx tungmetaller.

Det er de energiafledede miljøeffekter, der er i centrum ved forskellene mellem genbrug eller genanvendelse af glasskår og ved deponi eller via slagge fra forbrændingsanlæg. Forskellene er imidlertid ikke meget markante ved valget mellem genanvendelse eller omsmelting.

Ressourceforbruget til fremstilling af nyt glas drejer sig hovedsagelig om ressourcer der i Danmark findes i store mængder. For glas der indeholdes i slagge, som benyttes til anlægsmateriale, vil ressourcen sand være genindvundet, da slaggen substituerer anden anvendelse af sand. Deponering vil derimod medføre, at ressourcerne tabes.

Ved genbrug af flasker er der behov for vask af flaskerne, hvilket kan give anledning til eutrofiering ved udledning med spildevandet. I Danmark er problemet dog begrænset ved rensning af spildevandet.

Der kan i mindre omfang være tale om at der anvendes toksiske stoffer i forbindelse med rensning af glasflasker. Ved fremstilling af nyt glas kan anvendelse af formolier og andre hjælpestoffer muligvis også give anledning til en (mindre) belastning med toksiske stoffer.

Glas der deponeres - enten direkte eller i form af slagge fra affaldsforbrænding - vil øge den samlede volumen af affaldet og dermed deponeringsbehovet. Deponeret glas uden indhold af tungmetal kan ikke regnes at have langsigtede toksiske konsekvenser, men vil blandet med andre affaldsfraktioner bidrage til den samlede volumen.

1.3.3 Datagrundlag

Tabel 1.6: Datakilder vedrørende flasker og glas

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
ISAG opgør kun de mængder af flasker og glas, der går til genanvendelse. Resten af det anvendte glas indgår især i fraktionerne "ikke brændbart" samt "bygningssaffald".	Årlige opgørelser over glasemballage (på basis af forsyningsstatistikken) samt genbrug og genanvendelse af flasker og glasskår: "Glas, flasker og skår" fra Videncenter for affald og genanvendelse (Nejrup 1998)* Glasemballage indgår deruden også i den løbende statistik vedrørende emballage (Hansen, 1999) Bygningsglas opgøres ikke.	Glasaffald fra husholdninger indgår i "Dagrenovation fra husholdninger" (Miljøprojekt 264, 1994).

1.4 Plast

Plast er en meget kompleks gruppe fordi mange plasttyper udover råpolymeren indeholder en lang række additiver: Stabilisatorer, flammehæmmere, blødgørere, pigmenter mm. Der er således en række vigtige forhold, der vil være forskellige for enkelte plasttyper, som gør det vanskeligt at behandle plast under ét. PVC skiller sig ud med særlige problemstillinger.

1.4.1 Behandlingsformer

For plast er det relevant at skelne mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.7: Behandlingsformer for plast

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Direkte genbrug af plastprodukter sker aktuelt i form af genbrug af plastemballage.
Direkte genanvendelse	Direkte genanvendelse, hvor plasten granuleres, og anvendes til samme formål som det primære plastmateriale, sker aktuelt for visse typer transportemballage og produktionsaffald.
Indirekte genanvendelse	Ved den indirekte genanvendelse genanvendes eksempelvis plast fra kabler til produktion af vejinventar.
Energigenvinding	Plast, som ikke indsamles særskilt, vil hovedsageligt blive forbrændt. I forbrændingsanlæg med energiudnyttelse genanvendes plast som brændsel til produktion af varme/el
Deponering	Plast i sammensatte produkter vil i et vist omfang ende på deponi, fx i form af shredderaffald.

1.4.2 Ressource- og miljøforhold ved plast (undtagen PVC)

Miljøprofiler for forskellige plasttyper, eksempelvis PET (APME, 1998), er udarbejdet af den europæiske plastorganisation APME. Ved produktion af plast vil der udover de energirelaterede miljøeffekter bl.a. kunne være et væsentligt bidrag til fotokemisk ozondannelse (VOC emission) samt affaldsproblemer knyttet til bl.a. svovl og tungmetaller, som oprenses fra råolien ved produktion af plastråvarerne. Ved såvel genbrug som genanvendelse af plast vil der kunne ske en miljø- og ressourcemæssig besparelse.

Ved indirekte genanvendelse af plast vil det ofte være sådan, at der ikke sker en hensigtsmæssig udnyttelse af de tilsætningsstoffer, som plasttyperne i affaldet indeholder. I relation til tungmetaller og ressourceforbrug til produktion af additiverne vil det derfor være relevant at regne indirekte genanvendelse lig deponering.

Der knytter sig særlige problemer til genanvendelse af plasttyper indeholdende tungmetaller eller andre uønskede stoffer, da stofferne ved genanvendelsen holdes i omløb og potentielt spredes til omgivelserne.

Ved forbrænding sker der til en vis grad en genvinding af energien i plasten, men for nogle plasttyper er energiforbruget til produktion af plasten væsentlig større end energimængden der kan genvindes. Udover PVC er det kun en beskedent mængde plast, der indeholder halogener i selve polymerstrukturen, men halogenerede additiver er udbredte især i form af chlorerede og bromerede flammehæmmere. Ved afbrænding af plast vil der således kunne ske emissioner af problematiske stoffer, især dioxin, ligesom der i forbindelse med røggasrensningen

vil dannes væsentlige mængder røggasrensingsprodukter, som tilsættes for at neutralisere de dannede syrer.

Ved såvel forbrænding som deponering af plast indeholdende tungmetallholdige pigmenter (bly, cadmium, kobber, zink) vil der kunne være langsigtede toksiske effekter.

Ved genanvendelse er der et væsentligt tab af plast; således bliver ca. ¼ af den indsamlede emballageplast behandlet som affald i forbindelse med genanvendelsen (Jacobsen & Hansen 1997). Dette peger på, at det ved en beregning vil være nødvendigt også at indregne skæbnen af de materialer, der går til genanvendelse.

1.4.3 Miljø- og ressourceforhold for PVC

PVC'ens indhold af chlor afstedkommer en række specifikke miljøeffekter både i tilknytning til produktion af chlor og ved behandling af affaldet. Ved afbrændingen dannes der dioxiner og saltsyre, og ved røggasrensningen dannes der større mængder restprodukter end den afbrændte PVC.

Hertil kommer, at hård PVC ofte som stabilisatorer indeholder bly, cadmium og andre tungmetaller, der giver problemer ved affaldsbehandlingen.

Disse forhold taler for, at PVC i første omgang opgøres særskilt ud fra en forventning om, at den miljømæssige gevinst ved direkte genanvendelse er mere udtalt for PVC end for de øvrige plasttyper. Denne antagelse skal dog verificeres.

Tabel 1.8: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af plast.

Fraktion Typisk behandling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Ressourcer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Plast G/F	x	x		x	x	xx	x	x

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved en sammenfattende vurdering af de miljø- og ressourcemæssige forskelle på genanvendelse eller forbrænding af plast er der flere aspekter, som vil være af betydning. Vigtigt er ressource- og energiforbrug til fremstilling af plast, hvor der ved genanvendelse til nye plastprodukter kan spares energiressourcer, da plast er fremstillet af olie. Ved forbrænding af plast vil energiudvindingen medføre substitution af anden energi. Samlet set er der energi- og ressourcemæssigt formentlig ikke markant forskel på om plast genanvendes eller forbrændes.

Emissioner og affald knyttet til behandling af plast kan derimod være betydelige – specielt vedrørende PVC. På emissionssiden er det især indholdet af forsurende stoffer (HCL), der giver problemer – evt. ”konverteret” til et affaldsproblem for deponering af røggasrensingsprodukter. De fleste plasttyper kan indeholde tungmetaller fra farve- og tilsætningsstoffer. PVC kan desuden give anledning til dannelse af dioxiner, hvorfor tox-effekt ved plastafbrænding er et meget væsentligt område.

Udover deponering af evt. røgrensningsprodukt, deponeres der også ved genanvendelse en del plast, der ikke er rent eller ikke kan sorteres. Dette kan udgøre en væsentlig andel.

Endelig bør det også nævnes, at ved sortering af plast til genanvendelse, kan der være arbejdsmiljømæssige problemer, hvilket dog er dårligt undersøgt.

1.4.4 Datagrundlag

Tabel 1.9: Datakilder vedrørende plast

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af plast til genanvendelse udgør hele fraktionen Resten af det anvendte plast indgår især i diverse brændbart	Årlige opgørelser over plasticemballage (Videncenter for affald og genanvendelse)* Øvrigt plastforbrug ikke løbende opgjort	Undersøgelser om PVC-forbrug generelt samt for PVC til anvendelse i byggeri se også Videncenter for affald og genanvendelse (DCA, 1999A) Statusopgørelse over plastrængder i dagrenovation (Miljøprojekt 264, 1994)

*) I Plastemballagestatistikken er angivet tal for plastemballageindsamlingen opdelt på plasttyperne: LDPE, HDPE, EPS, PP, PET, PS og "Andet plast" (Jacobsen & Hansen 1997). Indsamlingsprocenten, og dermed mængden af plastemballage, der ikke indsamles til genanvendelse, beregnes i opgørelserne ved at sammenholde de indsamlede mængder med forsyningen af plastemballage.

Plastemballagen udgør på europæisk plan omkring 57% af de samlede mængder plastaffald inkl. PVC (Jacobsen & Hansen 1997). For de øvrige plastaffaldstyper føres der ikke en løbende statistik, men dette plast bliver aktuelt så godt som 100% forbrændt eller deponeret.

Der foretages ikke en løbende opgørelse af forbrænding og deponering af PVC, men indsamlingsprocenter for PVC i bygningsaffald er estimeret i flere PVC-undersøgelser. Den seneste opgørelse vedrører 1996 (DCA, 1999A).

1.5 Madaffald og andet organisk affald

1.5.1 Behandlingsformer

For madaffald og andet organisk affald som er kildesorteret, er det relevant at skelne mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.10: Behandlingsformer for madaffald mv.

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Dyrefoder fremstilles kun af indsamlet storkøkkenaffald
Indirekte genanvendelse, energi	Forgasning til biogas giver en energimæssig gevinst i forhold til ren forbrænding.
Indirekte genanvendelse	Kompostering enten i centrale anlæg, eller i den enkelte husholdning bibeholder næringsstofferne.
Forbrænding uden energiudnyttelse	Forbrænding kan give visse miljømæssige problemer.
Deponering	Nedbrydes relativt hurtigt ved udvikling af metangasser der frigives til omgivelserne. Desuden frigives perkolat.

1.5.2 Miljø- og ressourceforhold

Det erhvervsmæssigt indsamlede organiske affald består hovedsageligt af madaffald, der direkte kan bruges som dyrefoder. Dette bruger energi til forarbejdning, men dog langt mindre end fremstilling af foder på basis af nye råvarer.

Husholdningsaffald består for en meget stor del af organisk materiale. Det er dog foreløbig ret begrænset hvor meget husholdningsaffald der kildesorteres, men området er højt prioriteret i Affald 21. Den største del anvendes til kompostering, men en mindre del forsøges anvendt i biogasanlæg. Endelig kan en stor del af det organiske husholdningsaffald hjemmekomposteres, hvilket ikke udnytter affaldets energiindhold, men til gengæld sparer energi til transport af affaldet.

Energi- og ressourcemæssigt giver forgasning den bedste udnyttelse, idet man udvinder både energi og udnytter materialets næringsstoffer som gødning, som ikke indeholder væsentlige mængder tungmetaller o.lign. Udslip af methangasser fra forgasningsprocessen og pga. ufuldstændig forbrænding af gassen kan give et væsentligt bidrag til drivhuseffekten.

Tabel 1.11: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af madaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Madaff. G/F	x	x	xx			x		?

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug

xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Forbrænding af madaffald giver et ringe energiudbytte p.g.a. det høje vandindhold, der kan give anledning til dårlig forbrænding. Samtidig kan indholdet af chlor,

bl.a. i husholdningssalt, give anledning til dannelse af miljøproblematiske stoffer i forbrændingsprocessen.

Sammenfattende synes der at kunne være energi- og ressourcemæssige fordele ved at genanvende madaffald til dyrefoder, idet fremstilling af nye foderstoffer kræver energi, og behandling af madrester ikke giver et stort energiudbytte ved forbrænding med husholdningsaffald. Muligheden for at udnytte madaffald sammen med andet organisk affald til biogasfremstilling giver muligvis også en god udnyttelse, idet der både genvindes energi- og næringsstofressourcer. Til gengæld vil forgasning kunne give et væsentligt bidrag til drivhuseffekten.

Ved afbrænding af madaffald vil indholdet af husholdningssalt være med til at øge risikoen for dioxindannelse, som er stærkt toksisk.

Endelig vil der kunne være arbejdsmiljømæssige forhold omkring håndteringen af madaffaldet, som ikke er undersøgt.

1.5.3 Datagrundlag

Tabel 1.12: Datakilder vedrørende madaffald mv.

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af genanvendt madaffald fra erhvervsvirksomheder indgår i fraktionen "madaffald/andet organisk affald" sammen med kildesorteret dagrenovationsaffald. Resten indgår hovedsageligt i fraktionen "diverse brændbart", som også dækker usorteret dagrenovation.	Årlige opgørelser over komposterbare mængder fra husholdninger og industri i Kompoststatistik fra Videntcenter for affald og genanvendelse (Domela, Ilonka, 1999)	Statusopgørelse dagrenovation (Miljøprojekt 264, 1994), hvoraf mængden af madaffald fundet ved sortering af husholdningsaffald fremgår.

ISAG-systemet indeholder data for de mængder, der indsamles til dyrefoder fra virksomheder og institutioner samt kildesorteret dagrenovationsaffald. Den potentielle mængde organisk affald fra husholdningsaffald er betydelig, men der findes ikke løbende opdaterede opgørelser heraf. Den seneste opgørelse er fra 1994 (Miljøprojekt 264), hvor madaffald er opgjort til at udgøre 36% af dagrenovationen. Videntcenter for affald udarbejder løbende en kompoststatistik, der skønsmæssigt opgør mængderne af hjemmekomposteret husholdningsaffald (Domela, I. 1999).

1.6 Grene, blade, græs mv. (samt kompost)

1.6.1 Behandlingsformer

Ved behandling af indsamlede grene, blade, græs mv. skelnes mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.13: Behandlingsformer for grene og blade mv.

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Findeling til flis, lokalt eller på affaldsbehandlingsanlæg
Indirekte genanvendelse, energi	Forbrænding med energiudnyttelse
Indirekte genanvendelse	Kompostering enten i centrale anlæg, eller i den enkelte husholdning bibeholder næringsstofferne.
Forbrænding uden energiudnyttelse	Forbrændingen reducerer mængden, hvorfor dette i nogle tilfælde vælges, fx i forbindelse med oprydning o.lign.
Deponering	Nedbrydes relativt hurtigt ved udvikling af metangasser der frigives til omgivelserne.

1.6.2 Miljø- og ressourceforhold

Miljø- og ressourcemæssigt er der væsentlig forskel på om materialet udnyttes til flis og kompost, eller det forbrændes med eller uden energiudnyttelse. Ved en energimæssig betragtning vil transportbehovet ved de forskellige behandlingsformer også skulle inddrages.

Ved forbrænding i det åbne land mistes energi og ressourcer. Da afbrænding på bål ikke giver optimale forbrændingsforhold, vil forureningen med fx PAH kunne være betydelig.

Materialet vil ved opbevaring og kompost til en vis grad forgasse, hvorved der udvindes methangas, der bidrager til drivhuseffekten.

Tabel 1.14: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af haveaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Haveaff. G/F	x		xx					

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Omdrejningspunktet for vurderingen vil være energi, idet ressourcen er fornyelig. Men i et livscyklusperspektiv kan energibetragtningerne være ret omfattende. Fx kan udnyttelse ved forbrænding reducere forbruget af andre ikke fornyelige ressourcer, mens anvendelse som kompost eller flis kan reducere forbruget af gødning, som også kræver energi til fremstilling.

Alt organisk materiale kan bidrage til drivhuseffekten, hvis det opbevares, så der kan starte en forgasningsproces – eller fx ved hjemmekompost.

1.6.3 Datagrundlag

Tabel 1.15: Datakilder vedrørende haveaffald

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Gruppen haveaffald udgøres af indsamlet materiale fra husholdninger. De producerede kompost-mængder registreres også i ISAG. Bark og træflis, fx fra parker, registreres ikke hvis det behandles direkte på stedet.	Årlige opgørelser over kompost og skønnede potentialer fra husholdningerne, herunder haveaffald, opgøres/skønnes i Kompoststatistikken fra Videncenter for affald og genanvendelse.	

ISAG-systemet indeholder data for de indsamlede mængder materiale samt statistik for de anvendte (fraførte) mængder kompost og flis. I 1997 blev over 90% af den komposterede mængde anvendt samme år, resten blev oplagret. Godt halvdelen blev anvendt i private haver.

Bark og træflis bliver ikke registreret i ISAG hvis det behandles og anvendes direkte på stedet i parker, kirkegårde mv.

1.7 Jern og metal

1.7.1 Behandlingsformer

For jern og (andet) metal er det relevant at skelne mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.16: Behandlingsformer for jern og metal

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Genbrug af metalprodukter sker i en vis udstrækning, fx hos mindre skrothandlere, men dette metal må formodes ikke at være registreret som affald.
Direkte genanvendelse	Direkte genanvendelse er den mest udbredte form for genanvendelse af metaller. Der vil dog kunne ske et vist lødighedstab ved genanvendelsen.
Indirekte genanvendelse	Metallerne kan indgå i slagge fra forbrændingsanlæg, som anvendes til anlægsformål. For alle tungmetallernes vedkommende må metallerne regnes som uønskede i slaggerne
Deponering	Der må formodes at ske deponering af nogle metaldele sammen med fx bygningsaffald.

1.7.2 Miljø- og ressourceforhold

Ved genanvendelse opnås ud over en ressourcemæssig og energimæssig besparelse også en reduktion i de miljøeffekter, der er knyttet til udvindingen af metallerne. Af væsentlige miljøeffekter er spredning af tungmetaller ved råstofudvinding, forsurening, drivhuseffekt, beslaglæggelse og mere langsigtet ødelæggelse af landarealer, men også andre effekter af betydning. Ved udvindingen produceres der ofte store mængder affald, eksempelvis omkring 300 tons affald for hvert ton kobber. For metallerne er det således meget væsentligt at medregne de tidligste faser af materialernes livscyklus.

Det indsamlede jern og metal bliver alt sammen sendt til genanvendelse. Der vil dog være et vist tab i forbindelse med genanvendelsen. Metallerne anvendes ofte i legeringer, og ved genanvendelsen kan der ske et lødighedstab, idet de kvaliteter, som legeringselementerne bidrager til legeringen, ikke udnyttes i det sekundære materiale. I tilgift kan legeringselementerne i stedet blive til forureningselementer i det sekundære materiale, som eksempelvis kan forekomme ved omsmelting af stål eller aluminium. Disse tab i lødighed skal betragtes som ressourcemæssige tab af legeringselementerne.

Tabel 1.17: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af metalaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Metal G/D	xx	xx		x		xx	x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug

xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

For metaller, som forbrændes eller deponeres, kan det være væsentligt at skelne mellem tungmetaller (bly, kviksølv, cadmium mv.) og øvrige metaller (jern, aluminium, magnesium).

Overordnet vil ressourcemæssige og energifledte miljøeffekter være i centrum for alle metaller, men der vil i forbindelse med råstofudvinding og oparbejdelse af råstoffer være en lang række miljøeffekter, der er specifikke for de enkelte metaller. Fx udledes der i forbindelse med uds melting af aluminium kræftfremkaldende stoffer (PAH) samt forsurende stoffer.

For tungmetallerne er der udover en væsentlig ressourcedimension også en vigtig problemstilling omkring de langsigtede toksiske effekter af tungmetaller der deponeres eller indgår i slagger anvendt til anlægsformål. En del af tungmetallerne kan desuden ende i filterstøv, fx i forbindelse med forbrænding af metaldele, som også skal deponeres.

Ved deponering af metaller i stedet for genanvendelse vil der ved en livscyklusbetragning ikke kun opstå et deponeringsbehov ved affaldsbehandlingen, men i høj grad også ved udvindingen af nye materialer, idet minedrift ofte giver store affaldsmængder.

Arbejdsmiljømæssigt er der ikke foretaget samlede opgørelser over fordele og ulemper ved fremstilling af nye metaller i forhold til genanvendelse. Der findes dog en del data på fremstilling af nyt metal, hvor bl.a. minedriften kan give anledning til mange ulykker (Schmidt, 2000).

1.7.3 Datagrundlag

Tabel 1.18: Datakilder vedrørende metaller

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af genanvendt metal udgør gruppen "jern og metal til genanvendelse". Gruppen er dog ikke specificeret i forhold til metaltyper. Resten af det anvendte metal indgår hovedsagelig i "Diverse ikke brændbart" eller "Andet bygningsaffald"	Der udarbejdes ikke nogen årlig statistik over jern- og metalaffald. I forbindelse med affaldsstatistikken har Miljøstyrelsen hentet oplysning fra genvindingsbranchen og større skrothandlere ang. nettomængder til eksport.	Bilskrot udgør en væsentlig del af jern- og metalaffaldet, og her findes ret præcise opgørelser over bilparkens størrelse. Metaldele i husholdningsaffaldet indgår også i Dagrenovation fra Husholdninger (Miljøprojekt 264, 1994).

Den aktuelle affaldsstatistik angiver under jern- og metalskrot den samlede mængde af jern- og metalskrot, som indsamles til genanvendelse. Der er ingen oplysninger om de enkelte metaller, ligesom indsamlingsprocenten ikke er beregnet. Det angives i Affaldsstatistik 1997 at genanvendelsesprocenten for jern- og metalskrot er over 90%. Den høje indsamlingsprocent skyldes, at indsamlingsprocenten for jern og stål er meget høj, og at jern og stål udgør langt hovedparten af den samlede mængde metal. Indsamlingsprocenten for de fleste af de øvrige metaller ligger ifølge de gennemførte massestrømsanalyser generelt under 90%.

En forudsætning for at kunne regne på de ressource- og miljømæssige konsekvenser af affaldsbehandling af jern og metal i detaljer er, at der foreligger specifikke oplysninger om håndtering af de enkelte metaller, eller i det mindste de

vigtigste. I første omgang kan der til indledende beregninger evt. tages udgangspunkt i de massestrømsanalyser, der er udarbejdet for de fleste af metallerne.

Samlet må det siges, at det statistiske grundlag på nuværende tidspunkt vanskeliggør en mere detaljeret opgørelse for jern og metal.

1.8 Autogummi

1.8.1 Behandlingsformer

Ved behandling af autogummi (dæk) skelnes mellem følgende behandlingsformer:

Tabel 1.19: Behandlingsformer for autogummi

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Ved regummiering
Direkte genanvendelse	Ikke mulig
Indirekte genanvendelse, energi	Granulering og fraseparering af metaldele. Forbrænding med energiuudnyttelse.
Indirekte genanvendelse	Granulering til belægningsmateriale
Deponering	Nedbrydes meget langsomt – stål- og nikkelressourcer mistes ved deponering.

1.8.2 Miljø- og ressourceforhold

Autogummi fremstilles overvejende af kunstgummi med relativt højt energiforbrug til fremstilling af gummimaterialet. Dækaflald forarbejdes hovedsagelig på en virksomhed i Danmark. De bedste dæk kan regummieres, og de øvrige granuleres. Ved granuleringen frasepareres eventuelle metaldele af rustfrit stål, der bl.a. indeholder nikkel.

Ved forbrænding af granuleret kunstgummi genvindes kun ca 20-25% af energien til fremstillingen.

Ved regummiering spares der energi i forhold til fremstilling af nye dæk.

Ved anvendelse af gummi til belægningsmateriale erstatter det ofte materialer, der er langt mindre energikrævende at fremstille, men har også nogle egenskaber, der er ønskede til forskellige formål.

Tabel 1.20: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af dæk

Fraktion Typisk behandling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Ressourcer *	Miljøeffekter *				Deponering *	Arbejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Dæk G/F	xx	xx					x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Omdrejningspunktet ved vurdering af miljømæssige forskelle mellem genbrug, genanvendelse eller forbrænding af dæk er de energi- og ressourcemæssige forhold, idet fremstillingen af nye dæk kræver energi- og råmateriale i form af olie samt evt. nikkel til rustfrit stål.

Ved forbrænding af dæk uden forudgående granulering eller ved deponering går ressourcerne, der indgår i det rustfrie stål, tabt.

1.8.3 Datagrundlag

Tabel 1.21: Datakilder vedrørende dæk mv.

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af indsamlede autogumme registreres i ISAG. Da indsamlingsordningen siden 1999 omfatter alle dæktyper, må statistikken forventes at indeholde hovedparten af de kasserede dæk. Affald 21 forudsætter over 80% genanvendes eller forbrændes i 2004.	Årlige opgørelser over dækforbruget fremgår af forsyningsstatistikken. Dækbranchens miljøfond registrerer de indsamlede mængder og hvordan de behandles (Affald 21)	

ISAG-systemet indeholder oplysninger om autogummi. Denne statistik kan suppleres med Dækbranchens statistik over tilbagetagnings-ordningen og statistik over regummiering og granulering til gummipulver (Orientering nr. 3, 1998). Store dæk (lastbiler og traktorer mv.) er først fra 1999 omfattet af reglerne samt statistikken.

1.9 Beton og tegl

1.9.1 Behandlingsformer

Ved behandling af beton og tegl er der følgende muligheder:

Tabel 1.22: Behandlingsformer for beton og tegl

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Kun relevant for tegl og evt. betonfliser
Direkte genanvendelse	
Indirekte genanvendelse	Nedknusning til fyldmateriale og evt. tilslagsmateriale
Deponering	

1.9.2 Miljø- og ressourceforhold

Tegl- og mursten kan ved skånsom nedrivning i et vist omfang genbruges efter rensning og sortering. Processen er arbejdskrævende, men er energi- og ressourcemæssigt en god løsning, idet energiforbruget til fremstilling af nye sten spares.

Indirekte genanvendelse ved nedknusning genanvender ressourcer til erstatning for grus mv. Ved anvendelse som tilslagsmateriale i ny beton udnyttes betonens hærdende egenskaber ikke, og anvendelsen erstatter således ressourcer som grus og småsten.

Ressourcer anvendt til armeringsjern i beton kan evt. genanvendes ved nedknusningen, men formentlig anvendes armerede betondele ofte til fyld i havnearealer mv., hvorved ressourcerne som indgår i armeringsjern, tabes.

Tabel 1.23: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af beton og tegl.

Fraktion Typisk behand-ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Beton mv G/D	x						x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Energiforbruget til nedknusning og transport skal ses i forhold til opgravning og transport af nyt fyldmateriale, og kan skønsmæssigt være af samme størrelsesorden. Ved genbrug af tegl, som dog kun praktiseres i begrænset omfang, opnås en lidt større energigevinst.

En god kildesortering af bygningsaffald er vigtig for at undgå forurening med toksiske stoffer i bl.a. trykimprægneret træ, PVC samt elektriske artikler. Dette praktiseres allerede i vid udstrækning, og fokus på miljørigtig projektering vil kunne være med til at sikre at det også er muligt fremover.

Landskabsmæssigt er genanvendelse ved nedknusning fordelagtigt, dels ved at reducere udgravning af nyt materiale, dels ved mindsket behov for deponi.

1.9.3 Datagrundlag

Tabel 1.24: Datakilder vedrørende beton og tegl

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af hhv. beton og tegl til genanvendelse er to forskellige kategorier i ISAG-statistikken En mindre del indgår i fraktionen "diverse bygningsaffald" som deponeres.	Årlige opgørelser over bygge- og anlægsaffald udarbejdes af Videncenter for affald og genanvendelse (Eriksen, 1998)	

Mængden af genanvendt materiale fremgår af ISAG-systemet. Videncenter for Affaldsminimering og genanvendelse udarbejder en særlig statistik vedr. Bygge- og anlæg (Eriksen, 1998). Heraf fremgår også hvilke mængder der årligt genereres, hvilket giver grundlag for at beregne, hvor stor del af byggeaffaldet, der genanvendes. I 1997 blev over 91% som fyldmateriale.

1.10 Asfalt

1.10.1 Behandlingsformer

Ved behandling af asfalt er der følgende muligheder:

Tabel 1.25: Behandlingsformer for asfalt

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Ved knusning og iblanding af ny bitumen
Indirekte genanvendelse	Nedknusning til fyldmateriale og evt. tilslagsmateriale
Deponering	

1.10.2 Miljø- og ressourceforhold

Asfalt genindvindes i vidt omfang - efter oprivning af vejbelægning eller direkte i forbindelse med ”affræsning” af vejbelægningen, hvor der sker en nedknusning, opvarmning og tilsætning af mere bitumen. Dette kan ske enten ved transport til behandlingsanlæg eller på mobile anlæg. Selvom der kræves energi til opvarmning og transport, er de miljø- og ressourcemæssige fordele i forhold til fremstilling af ny asfalt åbenbare, og metoden anvendes i vid udstrækning. Kun asfalt blandet med andet materiale – fx beton – deponeres eller knuses til fyldmateriale.

Tabel 1.26:

Væsentlige miljøforhold ved deponering kontra genanvendelse af asfalt

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Asfalt G/D	x	x				?	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved genanvendelse af affald spares der altså energi og ressourcer, men først og fremmest spares der depotplads til asfaltaffald. De forskellige typiske håndteringer af asfaltaffald synes umiddelbart ikke at give anledning til væsentlige forskellige forurening med toksiske stoffer.

1.10.3 Datagrundlag

Tabel 1.27: Datakilder vedrørende asfalt

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af genanvendt asfalt på stationære anlæg indgår i ISAG. Asfalt der forarbejdes på stedet uden transport skal ikke registreres i ISAG.	Bygge- og anlægsaffaldsstatistik (Videncenter for affald og genanvendelse)	

Den behandlede mængde på stationære anlæg registreres i ISAG-systemet. Ved direkte genbrug af asfalt til ny vejbelægning på stedet skal de behandlede mængder ikke indberettes som affald til ISAG. Videncenteret for Affald har

udarbejdet en mere detaljeret undersøgelse af, hvordan asfaltaffald håndteres. Heraf fremgår at stort set al asfaltaffald genanvendes (Eriksen, 1998).

1.11 Andet bygge- og anlægsaffald

Gruppen består af blandet bygningsaffald som træ, isoleringsmateriale, glas, metal, pap, plast og problemaffald (fx elektriske installationer) samt ren jord.

1.11.1 Behandlingsformer

Ved behandling af blandet bygningsaffald kan følgende behandlingsformer være relevante:

Tabel 1.28: Behandlingsformer for andet bygge- og anlægsaffald

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Ren jord vil kunne genbruges til opfyldning.
Direkte genanvendelse	Ved kildesortering vil genindvinding af en række materialer principielt være mulig.
Indirekte genanvendelse	Afbrænding af træ, pap og plast fraktion.
Deponering	Eneste mulighed, hvis materialet ikke kildesorteres.

1.11.2 Miljø- og ressourceforhold

I det omfang materialet ikke kan fraktioneres og genanvendes, vil der ske 100% ressourcetab ved deponering.

Ved såkaldt selektiv nedrivning sorteres materialerne ved nedrivningen. Herved kan der opnås meget høj genanvendelsesprocent (over 90%). Hvis konstruktionen indeholder asbest, skal der tages arbejdsmiljømæssige hensyn ved nedrivningen.

Bygningsmateriale kan desuden indeholde miljøproblematisk stoffer i fx trykimprægneret træ eller elektriske komponenter. Det drejer sig især om forskellige tungmetaller. Bortset fra materialer af træ og papir vil de øvrige materialer ikke nedbrydes over en kort tidshorisont, og affaldet vil kræve deponeringsarealer.

Tabel 1.29: Væsentlige miljøforskelle ved deponering, forbrændning eller genanvendelse af bygningsaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Byg. aff. G/F/D	x	x				xx	xx	x

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved sortering af bygningsaffaldet sker en reduktion af deponeringsbehovet, og dermed også muligheden for at reducere de langsigtede toksiske virkninger fra deponering af den mest miljøbelastende del af affaldet.

Der er også energi- og ressourcemæssige fordele ved en bedre sortering af bygningsaffaldet, selvom de ikke er i centrum i de forskellige behandlingsformer for denne fraktion.

1.11.3 Datagrundlag

Tabel 1.30: Datakilder vedrørende andet bygge- og anlægsaffald

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
”Andet bygge- og anlægsaffald” udgøres af materialer, der er indsamlet til senere oparbejdning.	Årlige opgørelser over bygge- og anlægsaffald (Videncenter for affald og genanvendelse)	

Gruppen indgår i ISAG systemet, og Videncenteret for Affald har udført nærmere undersøgelser vedrørende bygning- og anlægsaffald. Det er imidlertid ikke undersøgt, hvordan den blandede ISAG-fraktion ”andet bygge og anlægsaffald” er sammensat. Affald 21 har en målsætning om at en større del af bygningsaffaldet skal kildesorteres, specielt skal miljøproblematiske materialedele som trykimprægneret træ og elektriske artikler sorteres fra.

1.12 Træ

1.12.1 Behandlingsformer

Fraktionen består af træ indsamlet fra erhverv samt bygge- og anlægsvirksomhed. Træ til emballage er også omfattet. Ved behandling af træ er der følgende muligheder:

Tabel 1.31: Behandlingsformer for træ

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Der sker i dag genbrug af træ især til paller og træemballage.
Direkte genanvendelse	Sorteret affaldstræ kan i princippet genanvendes til en række formål.
Indirekte genanvendelse	Afbrænding med energiidnyttelse.
Deponering	Imprægneret træ deponeres, hvis det er tungmetalholdigt.

1.12.2 Miljø- og ressourceforhold

Træ er en fornyelig ressource, og i det omfang det forbrændes erstatter det anden energianvendelse. Ved genbrug eller direkte genanvendelse spares der energi til skovning, transport og forarbejdning, og ressourcen kan herefter stadig erstatte energi til opvarmning mv. ved affaldsforbrænding.

Et særligt miljømæssigt problem er imprægneret træ, hvor anvendelsen og affaldsmængderne er kraftigt stigende. Imprægnering med creosot og svampedræbende midler kan nedbrydes ved findeling og forbrænding ved tilstrækkelig høj temperatur. Er der derimod tale om tungmetalholdige imprægneringsmidler, kræves der af miljømæssige hensyn kontrolleret deponering. Der er dog metoder under udvikling, der ved findeling og elektrolytisk behandling kan genvinde tungmetallerne, hvorefter restmaterialet vil kunne forbrænde (Willumsen, DTU 2000).

Tabel 1.32: Væsentlige miljøforskelle ved forbrænding, deponering og genanvendelse af træaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Træ G/F/D	xx					xx	x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

For træ må man skelne mellem rent træ og trykimprægneret træ. Det rene træ i affaldet er mest interessant som en energiressource. Dog kan farve-pigmentering i maling også udgøre et toksisk problem.

For trykimprægneret træ er det miljømæssigt mest afgørende, hvordan de toksiske stoffer, der anvendes til imprægneringen, skal håndteres. Hvis stofferne kan uskadeliggøres ved forbrænding, giver det samtidig besparelser på energiressourcerne. Er deponering nødvendig, er der tale om en langsigtet risiko for udslip af fx tungmetaller til omgivelserne.

1.12.3 Datagrundlag

Tabel 1.33: Datakilder vedrørende træ

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af træ i ISAG-systemet udgøres både af almindeligt og trykimprægneret træ som indsamles til genanvendelse. Resten af det anvendte træ indgår i "diverse brændbart", "diverse ikke brændbart" samt "andet bygningsaffald"		Der er lavet nogle statusopgørelser over forbrug og behandling af trykimprægneret træ af Dansk Center for Affald, januar 1999.

Træ indsamlet til oparbejdning indgår som ISAG-fraktion.

Dansk center for affald har udgivet en statistik over produktion, forbrug og behandling af imprægneret træ (DCA, 1999A). En vanskelighed ved beregning af mængden af træ til behandling er, at der kan gå en lang årrække mellem anvendelsen og affaldsbehandling.

1.13 Jord og sten

1.13.1 Behandlingsformer

Ved behandling af jord og sten er der følgende muligheder:

Tabel 1.34: Behandlingsformer for jord og sten

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Som opfyldning samt afdækning af affaldsdeponi, hvis det ikke er forurenet.
Direkte genanvendelse	Ved rensning, hvis det er forurenet
Indirekte genanvendelse	
Deponering	Hvis det ikke kan renses

1.13.2 Miljø- og ressourceforhold

Direkte genanvendelse ved rensning for fx olieforurening sker enten ved stationære og mobile anlæg eller evt. ved behandling uden opgravning. Ved brug af mobile anlæg samt ved behandling uden opgravning reduceres energiforbruget til transport.

Behandlingsmetoderne spænder fra bakteriologisk behandling, udvaskning, opvarmning eller forbrænding, hvor de energi- og miljømæssige forhold knyttet til behandlingsmetoden er vidt forskellige. Valget af behandlingsmetoden afhænger også af hvilken forurening der er tale om.

Uden at gå i detaljer med behandlingsmetoderne, så kan det konkluderes at opgravning og transport til behandlingsanlæg er dyrt og energikrævende. Til gengæld fjernes der væsentlige forureninger, der ellers vil udvaskes til grundvandet. Opgravning og deponering af forurenet jord kræver sikrede depoter af betydelig størrelse, hvorfor rensning givetvis er at foretrække.

Ved behandling på stedet, med eller uden opgravning, kan der spares meget energi til transport i forhold til behandling på stationære anlæg. Metoderne til behandling på stedet er ikke altid effektive eller hurtige nok, og derfor vælges meget ofte transport til behandlingsanlæg.

Tabel 1.35: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af jord og sten.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Jord mv G/D	x					xx	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Det væsentligste miljøproblem ved behandling af forurenet jord er risikoen for udledning af toksiske stoffer til omgivelserne. Ved deponering optages deponeringsplads, og hvis der fx er tale om tungmetallforurening, udskydes problemet blot til senere.

Ved rensning af jorden vil eventuel transport til behandlingsanlæg kræve energi, og der er også nogle behandlingsmetoder, der er energikrævende.

1.13.3 Datagrundlag

Tabel 1.36: Datakilder vedrørende jord og sten

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Mængden af "jord og sten" omfatter kun forurenede jord til deponering eller jordrensning samt ren jord til afdækning.	De enkelte jordbehandlingsanlæg kan formentlig oplyse de årligt behandlede mængder, men disse udgives ikke samlet.	Forurenede jord er omfattet af affaldsdeponeringsloven, som bl.a. sigter på at få kortlagt alle steder med forurenede jord (inkluderer ikke diffust forurenede områder)

Mængden af jord, såvel ren jord uden afgift til afdækning som afgiftsbelagt jord til rensning eller deponi, indgår i ISAG-systemet. Derimod indgår ren jord til deponering i grusgrave ikke.

1.14 Andet genanvendeligt

1.14.1 Behandlingsformer

Gruppen indeholder affald til senere sortering og behandling, fx bilskrot eller tørt husholdningsaffald.

Tabel 1.37: Behandlingsformer for "andet genanvendeligt"

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Ved sortering i forskellige fraktioner og videreforarbejdning heraf
Indirekte genanvendelse	Tørt husholdningsaffald vil kunne afbrændes og energiindholdet udnyttes.
Deponering	

1.14.2 Miljø- og ressourceforhold

Manuel sortering af genanvendeligt tørt, men blandet husholdningsaffald er forbundet med så alvorlige arbejdsmiljømæssige problemer, at det ikke praktiseres i Danmark. Der kan i stedet ske en maskinel findeling og tørring af affaldet, som derefter kan presses sammen til et såkaldt "tørstabilat" der kan transporteres, gemmes og anvendes til senere forbrænding.

Den anden store post i denne fraktion er midlertidigt deponeret bilskrot. Denne fraktion bliver løbende behandlet ved shreddning og videre forarbejdning af metaldele. Det store problem herved er shredderaffaldet, som især består af blandet plast, som i dag overvejende deponeres, idet forbrænding er forbundet med alvorlig risiko for forurening med en række organiske og tungmetalhaldige forbindelser.

Tabel 1.38: Væsentlige miljøforhold ved deponi kontra genanvendelse af diverse genanvendeligt.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Div. genan- vende- ligt	xx	xx				xx	x	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Fraktionen består af tørt husholdningsaffald som deponeres midlertidigt samt bilskrot, især shredderaffald, til senere behandling. Energi- og ressourceproblematikken ved den senere behandling af affaldsprodukterne er i fokus her.

Da der er tale om midlertidig deponering, er selve deponeringen ikke det mest afgørende miljøforhold. Efter sortering kan der være en restfraktion der omregistreres til forbrændingseget affald i ISAG.

For bilskrot kan være tale om indhold af miljøfarlige stoffer, fx spildolie, køle- og bremsevæske. Ved forarbejdning af bilskrottet ved shreddning vil der være en ressourcegevinst. Der vil dog være en restmængde af især blandet plastaffald, som

ved forbrænding eller deponi kan medføre en toksisk belastning af miljøet. Da man i dag ikke har gode behandlingsmetoder, lægges det på midlertidigt deponi.

1.14.3 Datagrundlag

Tabel 1.39: Datakilder vedrørende midlertidigt deponerede materialer til genanvendelse.

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registrerer mængden af affald der deponeres midlertidigt til senere genanvendelse. Affald der fraføres til oparbejdning registres som fraført i ISAG-systemet.		

ISAG-systemet indeholder data om de midlertidigt deponerede mængder, der kan genanvendes. For bilskrot har der siden sommeren 2000 været en særlig afgifts- og tilskudsordning for udtjente biler, samt godkendelse af modtagere af bilskrot.

1.15 Sygehusaffald

1.15.1 Behandlingsformer

Gruppen består af affald hvor der er risiko for smittefare. Den eneste relevante behandlingsform er derfor forbrænding, evt. med energiudnyttelse.

Tabel 1.40: Behandlingsformer for sygehusaffald

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Sortering er principielt mulig for en række materialer.
Indirekte genanvendelse	Forbrænding med energianvendelse.
Deponering	

1.15.2 Miljø- og ressourceforhold

Ved forbrænding vil især afbrænding af PVC-holdigt materiale give miljømæssige problemer. For alle ressourcer i fraktionen sker der 100% tab, dog sker der i et vist omfang udnyttelse af energien ved forbrændingen.

Nedbringelse af affaldsmængden samt valg af mindre miljøbelastende materialer i stedet for PVC synes i dag af være det eneste alternativ til den nuværende praksis. Der er samtidig tale om relativt små mængder affald.

Tabel 1.41: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding af sygehusaffald

Fraktion/ Typisk behandling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Sygehus- aff.	xx					x		

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Energigenvindingen ved affaldsforbrændingen er det vigtigste spørgsmål ved affaldshåndteringen. Der kan ved afbrænding af PVC udvikles toksiske stoffer, hvilket dog kan begrænses ved optimering af forbrændingsprocessen.

1.15.3 Datagrundlag

Tabel 1.42: Datakilder vedrørende sygehusaffald

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registrerer mængden der tilføres til særlig behandling som klinisk risikoaffald.		

ISAG-systemet registrerer mængden af klinisk risikoaffald fra sygehuse, plejehjem og lægepraksis mv.

1.16 Blandet affald til forbrænding

1.16.1 Behandlingsformer

Dette er en af de største fraktioner der registreres i ISAG-systemet. Den omfatter en stor del af dagrenovationen samt det meste andet affald, der forbrændes.

Tabel 1.43: Behandlingsformer for blandet affald til forbrænding

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	
Indirekte genanvendelse	
Indirekte genanvendelse	Forbrænding, forgasning, kompostering
Deponering	

1.16.2 Miljø- og ressourceforhold

Manuel sortering af genanvendeligt tørt, men blandet husholdningsaffald, er forbundet med så store arbejdsmiljømæssige problemer, at det ikke praktiseres i Danmark. Derimod er det en mulighed for at øge kildesorteringen og indsamle mere papir til forarbejdning (Miljøprojekt 493, 1999).

Hvis affaldet først er sammenblandet og indsamlet, kan der i stedet ske en maskinel findeling og tørring af affaldet, som derefter kan presses sammen til et såkaldt "tørstabilat" der kan transporteres, gemmes og anvendes til senere forbrænding.

Selvom der er lavet forsøg med forgasning og kompostering af usorteret dagrenovation, udgør restproduktet herved stadig et miljøproblem. Sådanne behandlingsformer praktiseres især på den kildesorterede organiske del af affaldet, hvor restproduktet i langt højere grad kan anvendes som kompost. Hvis affaldet opbevares ubehandlet (eller deponeres) vil der ske en begyndende forgasning af materialet, der slipper methangas ud til omgivelserne.

Tabel 1.44: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af brændbart husholdningsaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				Depone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Brænd- bart F/G	xx	xx	xx	xx		x	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved vurdering af den ressource- og miljømæssige fordel ved forbrænding vil deponering eller forbrænding af affald skulle sammenholdes med brændselsforbrug og miljøbelastning ved energifremstilling uden affaldsforbrænding.

De væsentligste miljøproblemer ved affald til forbrænding, og som ikke nødvendigvis optræder ved frembringelse af den energi der substitueres, er:

- Ressourcetab af de afbrændte materialer, hvor kun jern genanvendelse ses efter forbrændingen
- Emission af methangasser som bidrager til drivhuseffekten
- Emission af forsurende stoffer som NO_x, HCl, mm

- Emissioner af toksiske stoffer som tungmetaller og persistente organiske forbindelser eller tilstedeværelsen af samme stoffer i restprodukter.
- Deponeringsbehov for restprodukter

1.16.3 Datagrundlag

Tabel 1.45: Datakilder vedrørende blandet affald til forbrænding

SAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registrerer de mængder der modtages til forbrænding, både fra husholdninger og erhverv.		"Dagrenovation fra private husholdninger" (Miljøprojekt 264, 1994) er den seneste statusopgørelse over indholdet i dagrenovation fra husholdninger.

ISAG systemet registrerer mængden af affald, der modtages på affaldsforbrændingsanlæg. En mere detaljeret opgørelse over hvad affaldet består af kan findes i "Dagrenovation fra private husholdninger" (Miljøprojekt 264, 1994). Denne udtrykker et statusbillede, som er fremkommet ved sortering af en række dagrenovationssække i 1992/93.

Danske Fjernvarmeværkers forening opgør hvert år hvor stor del af de enkelte fjernvarmeværkers forbrug af energiresourcer, stammer fra affaldsforbrænding eller andre kilder (DFF, 1999). Ved vurdering af hvilke energiformer affaldsforbrændingen substituerer er oplysninger herom centrale. Statistikken mangler dog oplysninger om eventuel spildvarme fra affaldsforbrænding, der ikke udnyttes.

1.17 Blandet ikke forbrændingseget affald

1.17.1 Behandlingsformer

Denne gruppe består af affald der er sorteret fra erhvervsaffald og storskrald, som ikke er egnet til forbrænding. Der kan være tale om brændbart, der af miljømæssige grunde ikke afbrændes, fx shredderaffald, eller ikke brændbart affald.

Tabel 1.46: Behandlingsformer for ikke forbrændingseget affald

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	
Indirekte genanvendelse	
Deponering	Hele fraktionen deponeres i dag

1.17.2 Miljø- og ressourceforhold

Dette er en blandet affaldsmængde, hvor der ikke er egnede behandlingsmetoder. Materialet kan heller ikke anvendes til opfyldning, og en væsentlig miljømæssig parameter er derfor arealanvendelse til deponering af affaldet. Materialet er relativt stabilt, da det ikke indeholder organisk materiale i større mængder, men sammensætningen er ikke tilstrækkelig belyst til at vurdere, hvor hurtigt de forskellige dele nedbrydes. Materialet indeholder en række miljøproblematiske stoffer, fx tungmetaller i tilsætningsstoffer til plastdele.

Perspektiver for kommende behandlingsmetoder kan være udvikling af bedre sortering samt forbrændingsmetoder til nogle dele af affaldet.

Tabel 1.47: Væsentlige miljøforhold ved deponi kontra genanvendelse af gruppen diverse ikke forbrændingseget affald.

Fraktion Typisk behandling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Ressourcer *	Miljøeffekter *				Deponering *	Arbejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Ej brændbart D/G		xx				x	xx	x

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved en sortering af affaldet vil der kunne spares ressourcer, og behovet for deponering vil mindskes. Herved kan risikoen for udslip af toksiske forbindelser evt. reduceres. De arbejdsmiljømæssige forhold ved en bedre sortering er endnu ikke tilstrækkeligt belyst.

1.17.3 Datagrundlag

Tabel 1.48: Datakilder vedrørende ikke forbrændingseget affald

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registrerer mængden af ikke forbrændingseget som deponeres.		

Affaldet registreres som fraktion i ISAG-systemet, og der er så vidt vides ikke foretaget nærmere analyser af, hvad affaldet består af.

1.18 Slam

1.18.1 Behandlingsformer

Slam fra rensningsanlæg og industri kan principielt behandles på følgende måder:

Tabel 1.49: Behandlingsformer for slam

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Kompostering og udbringning på marker
Indirekte genanvendelse	Forgasning eller forbrænding med energiudnyttelse
Deponering	Hvis grænseværdierne ikke overholdes, deponeres materialet

1.18.2 Miljø- og ressourceforhold

Det største problem ved slam er indholdet af miljøfarlige stoffer som tungmetaller og økotoxiske organiske forbindelser som fx nedbrydnings-rester fra tensider mv. Stofferne stammer fra industriens og husholdningernes spildevandsbortledning. Kravene til indholdet af stofferne i slammet før eventuel udbringning på marker skærpes løbende, mens det kniber med at nedbringe tilførslen af de miljøproblematiske stoffer til spildevandet. Det betyder at en stigende mængde slam deponeres fremfor at anvendes som jordforbedrende og næringsholdigt materiale.

Slammet kan evt. behandles ved kompostering eller forgasning inden udbringning på markerne, hvilket dog stadig forudsætter et lavt indhold af miljøbelastende stoffer, medmindre slammet skal deponeres efter forgasning.

Ved forgasning udvindes slammets energi, hvilket i et livscyklusperspektiv tæller positivt, idet slammets gødningsværdi herved stadig kan udnyttes. Der vil imidlertid også ske et vist udslip af methangas – enten ved opbevaring af slam eller i forbindelse med forgasningsprocessen. Methangas bidrager til drivhuseffekten.

Ved forbrænding af slammet går gødningsværdien tabt. Til gengæld vil nogle af de miljømæssige problemer ved deponering kunne mindskes eller fjernes. Selve forbrændingsprocessen giver ofte kun et ringe energioverskud, idet fordampning af slammets vandindhold er meget energikrævende. Samtidigt er det vanskeligt at opnå en forbrænding, der ikke giver alvorlige miljømæssige problemer fx med PAH, ligesom slammets indhold af tungmetaller som miljømæssigt problem blot flyttes til røggassen fra forbrændingsprocessen.

Tabel 1.50: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding eller deponering kontra genanvendelse af spildevandsslam.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Slam G/F/D			xx	x	x	xx	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Det kritiske punkt vedrørende spildevandsslam er, hvorvidt det indeholder toksiske forbindelser, der gør det uegnet til udbringning på marker.

Forbrænding er en anden behandlingsform, hvor der i stedet er risiko for problemer med udledning af CO₂ og PAH, uden nogen væsentlig energimæssig gevinst, da det meste af energien vil medgå til tørring af slammet. Hvis slammet opbevares, forgasses eller komposteres, vil der udledes methangasser, der bidrager til drivhuseffekten.

1.18.3 Datagrundlag

Tabel 1.51: Datakilder vedrørende slam

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Slam fra industrianlæg registreres i ISAG systemet.		Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1997 (Miljøprojekt 473, 1999)

Affaldet registreres i ISAG-systemet samt ved en selvstændig registrering af slam fra rensningsanlæg. Slammængder og indhold af miljøbelastende stoffer er de senere år blevet detaljeret kortlagt.

1.19 Sand og ristestof

1.19.1 Behandlingsformer

Behandlingsrest fra rensningsanlæg – diverse affald fra forfiltrering samt bundfældet sand.

Tabel 1.52: Behandlingsformer for sand og ristestof

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Opfyldning
Indirekte genanvendelse	
Deponering	Deponering

1.19.2 Miljø- og ressourceforhold

I det omfang det er muligt at sortere i yderligere fraktioner, såsom fx metal, brændbare materialer samt sand, vil der kunne genanvendes nogle ressourcer og spares deponeringsplads. Fraktionens sammensætning er så vidt vides ikke kortlagt detaljeret.

Tabel 1.53: Væsentlige miljøforhold ved deponi kontra genanvendelse af sand og ristestof

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Ristestof mv. D/G							xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Affaldet deponeres i dag, og miljømæssigt er fokus på deponeringspladsen.

1.19.3 Datagrundlag

Tabel 1.54: Datakilder vedrørende sand og ristestof

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registreres i ISAG.		

Fremgår af ISAG-systemet, men udgør en lille mængde.

1.20 Slagge, flyveaske og røggasrensningsprodukter

1.20.1 Behandlingsformer

Dette er en samlet behandling af alle restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg samt kulfyrede kraftværker.

Tabel 1.55: Behandlingsformer slagge og flyveaske mv.

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Opfyldning og vejbyggeri.
Indirekte genanvendelse	Tilslagsmateriale i beton. Råstof i bygningsgips. Svovlsyre.
Deponering	Kystnære depoter.

1.20.2 Miljø- og ressourceforhold

Fra affaldsforbrændingsanlæg anvendes slagge i vidt omfang til opfyldning (ISAG, 1994), men pga. tungmetalindholdet skal det sikres, at der ikke sker nedsivning til grundvandet. Røggasrensningsprodukterne er derimod ikke stabile nok til genanvendelse, og deponeres midlertidigt enten i Danmark, Norge eller Tyskland. Der eksperimenteres med stabilisering af restprodukterne, og når der findes en metode hertil, vil restprodukterne kunne deponeres mere permanent. Herved vil der kunne spares energiressourcer til transport og håndtering af materialet.

Tabel 1.56: Anvendelse af restprodukter fra kulfyrede kraftværker (Miljøstyrelsen, 1997)

Nyttiggørelse i 1997 af restprodukter fra kulfyrede kraftværker. (1.000 tons),	Flyveaske	Slagger/bundaske	Gips	TASP*	Svovlsyre	I alt
Cement	311					311
Beton	220					220
Gasbeton	7					7
Asfalt	49					49
Tagpap	5					5
Fyld iht. Bkg. 568	34	111				145
Fyld iht. Kap. 5 godk.	169	5				174
Granulat				4		4
Gødning					8	8
Fyld				36		36
Gipsplader			306			306
I alt	795	116	306	40	8	1265

* TASP: Tørt afsvovlingsprodukt

Kilde: Affald 21. Bemærk at tabellen ikke omfatter restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg

Restprodukterne fra kulfyrede kraftværker udgør en meget betydelig mængde, som dog er faldende. Der er en meget høj genanvendelsesprocent på de forskellige restprodukter. Tabel 1.56 viser den genanvendte mængde i 1997. Kun 27 procent blev deponeret, og målsætningen i Affald 21 er at deponeringen skal ophøre inden 2004.

Tabel 1.57: Væsentlige miljøforhold ved deponi kontra genanvendelse af slagge mv.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Slagge mv. G/D		xx				xx	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Ved genanvendelse af restprodukterne spares der energi og ressourcer til fremstilling af lignende materialer ud fra nye råvarer (sand og gips), og der spares deponeringsplads til restprodukterne.

For slagge og restprodukter for affaldsforbrænding er indholdet af tungmetaller ofte for højt til at det kan anvendes på samme måde som affald fra kraftværker. Hvis det er muligt, anvendes slaggen til vejfyld mv., men ofte deponeres den efter frasortering af metal til genanvendelse.

1.20.3 Datagrundlag

Tabel 1.58: Datakilder vedrørende slagge og flyveaske mv.

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registrerer slagge fra affaldsforbrændingsanlæg. Elværkerne registrerer egne affaldsmængderne fra el- og varmfremstilling.		Videncenteret for affald oplyser at der er aftaler med aftagere af slagge fra affaldsforbrændingsanlæg på i alt 80.000 tons om året (DCA, 1999B)

Fremgår af ISAG-systemet fordelt på slagge, flyveaske og røgrensningsprodukter fra affaldsforbrænding samt restprodukter fra kulfyrede fra kraftværker. Allerede i 1997 blev ca. 75% af restprodukterne kraftværker og affaldsforbrænding anvendt (Affald 21). Røgrensnings-produkter fra affaldsforbrænding deponeres som farligt affald.

1.21 Støvende asbest

1.21.1 Behandlingsformer

Tabel 1.59: Behandlingsformer for støvende asbest

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	
Indirekte genanvendelse	
Deponering	Indkapsling før deponering

1.21.2 Miljø- og ressourceforhold

Asbest er ikke-nedbrydeligt affald. Asbest indeles i 3 kategorier, hvoraf støvende asbest (kategori 1) pga. det sundhedsskadelige støv forsegles (typisk med plastfolie) for at kunne håndteres og transporteres til slutdeponi. Ved deponering er materialet meget stabilt, og der er ringe risiko for udvaskning af miljøbelastende stoffer.

Tabel 1.60: Væsentlige miljøforhold ved deponi af støvende asbest.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Asbest D							xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Affaldet vil efter deponering ikke give anledning til væsentlig miljøbelastninger.

1.21.3 Datagrundlag

Tabel 1.61: Datakilder vedrørende støvende asbest

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Registreres som selvstændig fraktion. Støvende asbest deponeres.		

Fremgår af ISAG-systemet, men udgør en lille mængde.

1.22 Olie og kemikalieaffald

1.22.1 Behandlingsformer

Fraktionen består af en række affaldsprodukter. Olie og kemikalieaffald behandles her selvstændigt hvilket svarer til den gamle systematik i ISAG-systemet. Siden bekendtgørelsen om affald fra 1998, er affaldet registreret langt mere detaljeret end hidtil. Ca 50% behandles i dag på Kommunekemi.

Tabel 1.62: Behandlingsformer for olie- og kemikalieaffald

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	
Direkte genanvendelse	Genanvendelse af bly, nikkel og cd fra batterier. Rensning af spildolie til genanvendelse, evt. opvarmningsformål.
Indirekte genanvendelse	Afbrænding med energiudnyttelse.
Deponering	Visse restprodukter deponeres, fx radioaktivt affald.

1.22.2 Miljø- og ressourceforhold

Består af en lang række miljøproblematiske stoffer, hvoraf kun nogle få oparbejdes til genanvendelse – det drejer sig især om batterier af bly, nikkel og cadmium, hvor ressourcerne kan genanvendes. Herved undgås deponering af tungmetallerne, og ressourcetabet begrænses.

I et vist omfang renses spildolie til genanvendelse. Dette kan dog kun gøres for nogle fraktioner af spildolie. En del af spildolien renses for vand og kan derefter afbrændes på fjernvarmeanlæg.

Ved forbrænding af spildolie og andre kemikalier på kommunekemi med efterfølgende røggasrensning og specialdeponering af eventuel slagge udnyttes spildvarmen til varme- og elproduktion.

Tabel 1.63: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding kontra genanvendelse af olie- og kemikalieaffald

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Olie og kemiaff. G/F	xx	xx				xx		

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

Langt det meste olie- og kemikalieaffald giver anledning til en toksisk miljøbelastning. Da gruppen er meget stor og består af mange stoffer og produkter, kan her kun nævnes nogle få specifikke miljøforhold.

For bly- og ni/cd-akkumulatorer er der etableret indsamling, der skal sikre at ressourcerne genanvendes, og tungmetallerne ikke spredes i miljøet.

Rensning og afbrænding af spildolie giver en energimæssig gevinst. Der er igangsat en lang række undersøgelser i gang med henblik på genanvendelse af forskellige fraktioner farligt affald.

1.22.3 Datagrundlag

Tabel 1.64: Datakilder vedrørende olie- og kemikalieaffald

ISAG – systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
Indberetning fra især Kommunekemi.		

Fremgår af ISAG-systemet. Siden 1998 er det farlige affald blevet klassificeret og registreret langt mere detaljeret end hidtil. Af affalds-statistikken 1999 (Orientering 3/2000) kan man se, hvordan det farlige affald nu registreres i 60-70 kategorier, og i affaldsbekendtgørelsen er der endnu flere (bek 619, 2000).

1.23 Elektriske apparater

1.23.1 Behandlingsformer

Gruppen består af en to typer produkter, der her behandles samlet. Elektriske og elektroniske apparater samt kølemøbler. Begge er omfattet af særlige affaldsordninger.

Tabel 1.65: Behandlingsformer for elektronikaffald

Behandlingsform	Kommentar
Genbrug	Enkelte dele af fx hvidevarer kan genbruges efter adskillelse af apparaterne.
Direkte genanvendelse	Apparaterne adskilles – til dels manuelt, fraktioneres og oparbejdes. Dette sker i dag kun for nogle apparater, bl.a. kølemøbler med henblik på indsamling af CFC. Det vil fremover også i stigende grad skulle ske for elektroniske produkter.
Indirekte genanvendelse	Mindre apparater ender ofte i forbrænding via fx dagrenovation – uanset det er uhensigtsmæssigt.
Deponering	Er en væsentlig behandling i dag, som forventes at blive reduceret med indsamlingsordningerne for elektronikskrot.

1.23.2 Miljø- og ressourceforhold

Elektriske apparater består af en række forskellige plast-, glas og metaldele samt elektroniske komponenter. Desuden kan kølemøbler solgt i Danmark før 1994 indeholde CFC-gasser, der er kraftigt ozonlagsnedbrydende.

Kølemøbler kan adskilles og CFC fra kølesystemet samt isoleringsmaterialet kan opsamles. Metaldele kan derefter sendes til genanvendelse eller evt. til shreddning sammen med øvrig metalskrot. Herved adskilles metaldele fra plastdele.

For elektroniske komponenter sigter de nye krav om tilbagetagning og oparbejdning på at apparaterne skilles ad. Billedrør samt en række elektroniske komponenter skal derefter håndteres på specialanlæg, mens metaldele kan oparbejdes sammen med metalskrot. Plastdele kan indeholde brændhæmmende bromerede stoffer eller kan være fremstillet af PVC, som begge kan give anledning til dannelse af dioxiner ved forbrænding.

Tabel 1.66: Væsentlige miljøforhold ved forbrænding eller deponi kontra genanvendelse af elektriske og elektroniske apparater.

Fraktion Typisk behand- ling	Energi (inkl. bidrag ved subst.)	Res- sour- cer *	Miljøeffekter *				De- pone- ring *	Ar- bejds- miljø *
			Globale drivhus/ ozonlag	Regionale forsuring/ eutrofiering	Lokale ozon (smog)	Tox øko- /hum		
Elekt. app. G/D		xx	xx			xx	xx	

*) Alle ressourceforbrug og miljøeffekter er ekskl. bidrag fra energiforbrug
xx: vigtig, x: mindre vigtig, tom: uvæsentlig

For kølemøbler er der stor risiko for udslip at de ozonlagsnedbrydende CFC-gasser.

For elektronik generelt er der risiko for udslip af tungmetaller og persistente stoffer, som fx PBC i elektronikkomponenter.

Desuden indeholder produkterne en række relativt sjældne metaller, som i forbindelse med deponering tabes. Ved oparbejdning af elektroniske komponenter vil disse metaller kunne udvindes.

1.23.3 Datagrundlag

Tabel 1.67: Datakilder vedrørende elektriske apparater

ISAG-systemet	Årlig statistik	Statusopgørelser mv.
ISAG-systemet registrerer indsamlede kølemøbler samt udsorterede elektriske og elektroniske apparater. En del ender i dag i forbrænding og deponi (Affald 21)		Brancheforeningen "kontor&data" har udarbejdet en opgørelse over udviklingen i mængden af elektroniskskrot (DCA, 1999B). Sammensætningen af elektronisk skrot er dårlig undersøgt (DCA, 1999B)

Fremgår af ISAG-systemet. Med fra 1998 og 2000 vil der skulle foretages en løbende opgørelse af mængden af hhv. kølemøbler og elektriske eller elektroniske apparater, der er omfattet af tilbagetagningsordningen.

Tidsforbrug til samlet kortlægning

2 MÆNGDER OG BORTSKAFFELSE AF DE ENKELTE MATERIALEFRAKTIONER	50
2.1 GENNEMGANG AF DE ENKELTE MATERIALEFRAKTIONER	51
2.1.1 <i>Papir&pap</i>	51
2.1.2 <i>Glas</i>	51
2.1.3 <i>Plast</i>	51
2.1.4 <i>Metaller</i>	52
2.1.5 <i>Olie- og kemikalieaffald</i>	54
2.1.6 <i>Autogummi</i>	54
2.1.7 <i>Beton, tegl og asfalt</i>	55
2.1.8 <i>Træ (inkl. træplader)</i>	55
2.1.9 <i>Andre byggematerialer</i>	56
2.1.10 <i>Haveaffald, madaffald/andet organisk</i>	56
2.1.11 <i>Jord, grus og sten</i>	56
2.1.12 <i>Slam, røggasrensningsprodukter, forbrændingsslagger og energigenvindelse ved forbrænding</i>	56
2.1.13 <i>Andet</i>	57
2.2 SAMLET TIDSFORBRUG	57

Referencer henviser til hovedrapportens referenceliste.

2 Mængder og behandling af de enkelte affaldsfraktioner

I det følgende vil mulighederne for at lave generelle beregningsprincipper til estimering af affaldsmængderne for de enkelte materialefraktioner blive diskuteret. Desuden gøres der overvejelser over tidsforbruget hertil. For at få et samlet overblik over tidsforbruget til en kortlægning skal der også indgå overvejelser om tidsforbruget til fremskaffelse af LCA-data, som indgår i hovedrapportens afsnit 6.

De sammensatte affaldsfraktioner, eksempelvis ”dagrenovation”, der består af en række materialefraktioner, vil være repræsenteret i beregningen ved de enkelte materialer og behandles derfor ikke selvstændigt som affaldsfraktioner. Som kontrol af de beregnede mængder skal de samlede mængder af alle materialefraktioner svare til de samlede registrerede affaldsmængder inkl. de blandede fraktioner.

Det vurderes, at der kan skelnes mellem følgende materialefraktioner:

- Papir og pap
- Glas
- Plast - opdelt på plasttyper
- Metal - opdelt på enkeltmetaller
- Olie- og kemikalieaffald - eventuelt opdelt på hovedgrupper
- Autogummi
- Beton
- Tegl
- Asfalt
- Træ - opdelt på plader og ”andet træ”
- Andre byggematerialer
- Madaffald/andet organisk
- Haveaffald
- Jord, grus og sten
- Andre materialer (bl.a. keramik, gummi (ekskl. autogummi), tekstiler)

Det vil være helt afgørende, om der til beregning af indikatorerne kun skal anvendes data for de mængder, der faktisk genanvendes (fx beregning af realiseret besparelse), eller om der skal anvendes data for de samlede affaldsmængder, i hovedrapporten benævnt hhv. model A og B.

I bilag A er der gennemført en miljømæssig screening af de enkelte affaldsfraktioner. I det følgende vil der ske en gennemgang opdelt på materialefraktioner med henblik på at vurdere tidsforbruget til at skaffe data til beregningen af de foreslåede indikatorer.

2.1 Gennemgang af de enkelte materialefraktioner

2.1.1 Papir&pap

Indsamling og genanvendelse

Årlige opgørelser over papirforbruget samt indsamling og genanvendelse af papir fremgår af statistikken "Returpapir" fra Videnscenter for Affald og Genanvendelse.

Anden bortskaffelse

Mængderne, der ikke genanvendes, kan estimeres på grundlag af opgørelserne i statistikkerne omtalt ovenfor. Der vurderes derfor ikke at være behov for at lave yderligere opgørelser af forbruget af papir&pap.

2.1.2 Glas

Indsamling og genanvendelse

Årlige opgørelser over forbruget af emballageglas samt indsamling og genanvendelse af emballageglas fremgår af statistikken "Glas, flasker og skår" fra Videnscenter for Affald og Genanvendelse. Der findes ingen opgørelser af genanvendelse af planglas.

Anden behandling

Mængderne af emballageglas, der ikke genanvendes, kan estimeres på grundlag af opgørelserne i statistikken omtalt ovenfor. Der vurderes derfor ikke være behov for at lave yderligere opgørelser af forbruget af emballageglas. Hvad angår planglas vil der være et behov for en statusopgørelse, som vurderes at kunne gennemføres på ¼-1 mand-uge. Statusopgørelsen vurderes at skulle opdateres hver 5.-10. år.

2.1.3 Plast

Indsamling og genanvendelse

I Plastemballagestatistikken er angivet tal for indsamlingen af plastemballage opdelt på plasttyperne: LDPE, HDPE, EPS, PP, PET, PS og "Andet plast" (Jacobsen & Hansen 1997). Udover emballage vil der være genanvendelse af produktionsaffald og en beskeden genanvendelse af PVC. Der findes ingen statistiske opgørelser af disse mængder, der derfor må baseres på statusopgørelser.

Anden behandling

Indsamlingsprocenten, og dermed mængden af plastemballage, der ikke indsamles til genanvendelse, beregnes i opgørelserne ved at sammenholde de indsamlede mængder med forsyningen af plastemballage. Dette kan lade sig gøre, fordi levetiden for plastemballage er så kort, at mængden der bliver til affald stort set vil svare til forbruget. For plastemballage er der således umiddelbart de nødvendige data. For hver plasttype kan der relativt nemt udvikles specifikke indikatorer, som hovedsageligt vil være afhængige af energiforbruget til produktion af den pågældende plasttype.

Plastemballagen udgør på europæisk plan omkring 57% af de samlede mængder plastaffald inkl. PVC (Jacobsen & Hansen 1997). For de øvrige plastaffaldstyper føres der ikke en løbende statistik, men dette plast bliver - bortset fra produktionsaffald og PVC til bygningsformål - aktuelt så godt som 100% forbrændt eller deponeret.

”Andet plast”, som altså udgør omkring 43% af den samlede plastmængde, vil bestå af en lang række forskellige plasttyper, som vil være meget forskellige med hensyn til energiforbrug til produktion. Eksempelvis bruges der til produktion af polyamid (nylon) omtrent 130 GJ/ton, mens der til fremstilling af polypropylen kun bruges 30 GJ/ton (Miljøprojekt 281, 1996). Dette betyder, at ”andet plast” i relation til indikatorerne formentlig udgør en større del af plastens bidrag end de 43% som ”andet plast” udgør mængdemæssigt. Plasten vil i høj grad følge importerede produkter som elektronik og køretøjer.

Det vil næppe være muligt at lave årlige opgørelser, men sammensætningen af plasten vil evt. groft kunne estimeres på grundlag af data fra den europæiske plastindustri (APME). Det vil dog under alle omstændigheder kræve en nærmere undersøgelse af den gennemsnitlige sammensætning af plasten. Mængden af indsamlet og genanvendt PVC vil også skulle hentes fra enkeltundersøgelser, da der ikke foretages årlige opgørelser.

Det vurderes indledningsvist, at det vil være relevant at opdele i polyolefiner (PE og PP), PVC, polystyren (bl.a. PS, XPS og EPS), PET/PBT, PUR (polyurethan) og anden støbeplast (epoxy, phenolresin og polyester). Ved gennemførelse af beregningsprincippet vil det være nødvendigt at evaluere, om denne opdeling er hensigtsmæssig.

Detaljerede statusopgørelser af mængderne af plast til affaldsbehandling, kan umiddelbart regnes at have et omfang pr. plasttype (eller gruppe af plasttyper fx. kompositmaterialer), svarende til de massestrømsanalyser, der er gennemført for metaller. Da der stort set ikke genanvendes andet end emballageplast, vil opgørelserne dog forenkles af, at det for de fleste vil være tilstrækkeligt at opgøre de samlede affaldsmængder uden at skelne detaljeret mellem behandlingsformer og anvendelser af plastprodukterne. En samlet enkeltundersøgelse af brugen og behandling af de vigtigste plasttyper vurderes groft at kunne gennemføres inden for 4-12 mand-måneder. En sådan undersøgelse påregnes at skulle gennemføres hver 5-10 år.

Det skal bemærkes, at opgørelserne for ”andet plast” sammenlignet med opgørelserne for emballageplast kræver en mere indgående analyse, idet levetiden for produkterne er så lang, at man ikke kan regne med, at de mængder, der aktuelt bliver affaldsbehandlet svarer til forbrugsmængderne.

2.1.4 Metaller

Som det fremgår af det gennemregnede eksempel, er metallerne af væsentlig betydning i det samlede regnskab.

Indsamling og genanvendelse

I ISAG-statistikken føres alle metallerne samlet under ”Jern og metal”. Den samlede metalfraktion udgøres langt overvejende af jern og stål, og en opgørelse af mængde og behandling af de enkelte metaller må derfor baseres på andre datakilder.

Det vurderes at være relevant at opdele i:

- Jern og stål (ekskl. rustfrit stål)
- Aluminium
- Kobber
- Rustfrit stål (som vil dække hovedparten af chrom og nikkel)
- Bly
- Zink

De øvrige metaller vil kun udgøre en meget lille del af den samlede mængde. Hvis antallet af metaller skal reduceres, vil bly og zink være de mest oplagte at udelade.

Til at estimere mængden af metaller, der genanvendes, vil det være nødvendigt - ligesom i eksemplet med aluminium i bilag C - at basere opgørelsen på Danmarks Statistiks tal for import/eksport af skrot samt produktion af sekundære metaller. Da der under de enkelte varenumre i import/eksport-statistikken optræder sammensatte produkter, vil der være en del usikkerhed ved en sådan opgørelse. Eksempelvis føres kabler som ”kobberskrot”, og sammensatte fraktioner af tungmetaller fra shredder anlæg føres som ”zinkskrot”. Ved udarbejdelse af en generel metodik kan usikkerheden nedbringes ved - for hvert varenummer - at angive den procentdel, som metallerne skønsmæssigt udgør.

Mængden, der omsmeltes i Danmark, er angivet i statistikken for aluminium og stål. Usikkerheden på denne størrelse er relativt lille. For bly er der større usikkerhed på mængden der omsmeltes, idet den ikke direkte fremgår af statistikken. Mængden er til gengæld meget lille i forhold til den samlede mængde, der genanvendes. For de øvrige metaller er der ingen væsentlig produktion af sekundærmetaller i Danmark.

Som det ses i eksemplet med aluminium er usikkerheden på opgørelsen i massestrømsanalysen anslået til $\pm 12\%$. I en opgørelse baseret på generelle beregningsprincipper må usikkerheden forventes at være noget større for de fleste metaller. Man vil altså ikke kunne følge små ændringer fra år til år, men se nogle udviklingstendenser over en længere årrække.

Det vurderes, at der vil kunne udarbejdes en fast procedure, hvormed de samlede mængder, der genanvendes, kan estimeres på grundlag af et udtræk fra Danmarks Statistik. Da der fra tid til anden sker ændringer i opdelingen på varenumre, vil det hvert år være nødvendigt at kontrollere, at beregningen faktisk omfatter de relevante varenumre. Det estimeres groft, at det vil tage en mand-uge at opstille et beregningsprincip for alle metallerne. Herefter vil det for hvert år tage ca. $\frac{1}{2}$ -1 mand-dag at hente disse data fra statistikkerne fra Danmarks Statistik.

Anden behandling

Med hensyn til mængderne, der forbrændes eller deponeres, er det ikke muligt at opstille nogle generelle beregningsprincipper med udgangspunkt i de tilgængelige statistikker. Det er således nødvendigt at tage udgangspunkt i de seneste massestrømsanalyser. For aluminium, kobber, rustfrit stål (massestrømsanalyse for nikkel) og bly findes der analyser for 1994. For jern og stål er mængderne, der deponeres så små, at der formentlig kan ses bort fra dem. For zink er der ingen massestrømsanalyser. Da det er relativt arbejdskrævende at opdatere massestrømsanalyserne, må det påregnes, at man må anvende de samme værdier i en årrække.

Man kunne forestille sig, at den samlede mængde af metallerne blev holdt konstant, mens mængden, der forbrændes eller deponeres, estimeres som

differencen mellem denne mængde og mængden, der genanvendes. For de fleste af metallerne er differencen dog så lille i forhold til usikkerhederne, at usikkerheden på differencen let vil blive $\pm 50\%$ eller mere. Der synes derfor ikke at være andre muligheder end at anvende massestrømsanalysernes angivelser af mængderne til hhv. forbrænding og deponi. Herved vil væsentlige ændringer i indikatorerne (bortset fra ”realiseret besparelse”) kun kunne opnås ved at revidere massestrømsanalysernes estimater.

Arbejdsindsatsen til udarbejdelse af en detaljeret massestrømsanalyse er i størrelsesordenen 4-6 mand-måneder for et enkelt metal. Hvis formålet udelukkende er at estimere affaldsmængderne opdelt på behandlingsformer, kan analysen formentlig gennemføres med en mindre indsats, men der må stadig påregnes at skulle anvendes ca. 1-3 mand-måneder pr. metal. Årsagen er, at affaldsmængderne skal estimeres ud fra et indgående kendskab til den historiske anvendelse af metallerne for alle anvendelsesområder. For de fleste metaller er der tale om mange små kilder til, at metallerne ender i affald. For tungmetallerne bly, cadmium og kviksølv har det de seneste årtier været praksis at opdatere massestrømsanalyserne hvert 5.-10. år; for zink findes der ingen analyse, mens der for de øvrige metaller endnu kun foreligger én detaljeret analyse.

Det estimeres groft, at der samlet for metallerne skal bruges 7-14 mand-måneder til opdatering af mængder hver 5.-10. år. Det skal bemærkes, at opdatering af massestrømsanalyser også kan ske som led i andre undersøgelser, og at tidsforbruget, som skal anvendes specifikt til beregninger af indikatorer, herved kan blive mindre.

2.1.5 Olie- og kemikalieaffald

Indsamling og genanvendelse

Der findes præcise opgørelser af såvel totale affaldsmængder som mængden af genanvendt olie-/kemikalieaffald. Da indikatorerne ikke omfatter miljøeffekter, vil det være muligt at gruppere olie/kemikalieaffaldet i større grupper og dermed minimere arbejdet med udvikling af de LCA-baserede indikatorer. Ressourceforbruget til produktion af olie og kemikalier vil især være energiressourcer, hvilket vil gøre det enklere at slå flere grupper sammen.

Anden behandling

Der vil være en mindre mængde af olie-/kemikalieaffald, der ikke behandles som ”olie/kemikalieaffald”, men det må formodes at være så små mængder, at der kan ses bort fra dem.

Olie- og kemikalieaffald vil kun omfatte en del af det samlede forbrug af kemikalier, idet de kemikalier, der ender i de færdige produkter, ikke vil indgå i opgørelsen. Det vurderes ikke at være realistisk at lave opgørelser, der omfatter disse kemikalier.

2.1.6 Autogummi

Indsamling og genanvendelse

ISAG-systemet indeholder oplysninger om indsamlet autogummi. Da dæk i dag skal indsamles særskilt, må det formodes, at statistikken vil omfatte de faktisk behandlede mængder, og at kun relativt små mængder behandles på anden måde.

ISAG-statistikken kan suppleres med dækbranchens statistik over tilbagetagningsordningen og statistik over regummiering og granulering til gummipulver (Orientering 3, 2000). Store dæk (lastbiler og traktorer mv.) er først fra 1999 omfattet af reglerne samt statistikken. Det springende punkt ved beregningen vil være at "værdisætte" de materialer, der substitueres ved genanvendelsen.

Anden behandling

Mindre mængder af autogummi må formodes at blive behandlet som storskrald eller shredderaffald. Der findes aktuelt ingen opgørelser, og mængderne vil derfor skulle estimeres på grundlag af en statusopgørelse. En sådan opgørelse vurderes groft at kunne gennemføres på ½-1 mand-uge.

2.1.7 Beton, tegl og asfalt

Indsamling og genanvendelse

Mængden af genanvendt beton, tegl og asfalt fremgår af ISAG. Ved direkte genbrug af asfalt til ny vejbelægning på stedet skal de behandlede mængder ikke indberettes som affald til ISAG. Videncenteret for Affald og Genanvendelse har udarbejdet en mere detaljeret undersøgelse af, hvordan bygge- og anlægsaffald håndteres (Eriksen, 1998).

Anden behandling

Materialestrøms- statistikken er en særlig statistik der også udarbejder vedr. Bygge- og anlægsaffald (Eriksen, 1998). Heraf fremgår også, hvilke mængder der årligt genereres, hvilket giver grundlag for at beregne, hvor stor del af byggeaffaldet, der genanvendes. I 1997 blev over 91% genanvendt som fyldmateriale.

Samlet set vil der kun være en meget lille usikkerhed på opgørelserne af mængder og affaldsbehandling, og der vurderes ikke at være behov for yderligere opgørelser. Det springende punkt for disse materialefraktioner vil være at "værdisætte" de materialer, der substitueres ved genanvendelsen.

2.1.8 Træ (inkl. træplader)

Indsamling og genanvendelse

Træ, som indsamles separat og registreres i ISAG, udgøres primært af produktionsaffald og trykimprægneret træ. Genbrug, fx. via nedbrydningsfirmaer, vil ikke være registreret, men vurderes at udgøre en ganske lille del af den samlede mængde af træ, der affaldsbehandles. Ved et indikatorsystem, som ikke omfatter toksicitet, vurderes der ikke at være behov for at opdele i imprægneret vs. andet træ.

Anden behandling

Der findes ingen opgørelser af mængden af træ og træplader, der forbrændes eller deponeres. Mængden skal estimeres ud fra statusopgørelser. Da der formentlig ikke vil være stor forskel på, om der sker energigenvinding ved forbrænding, eller om træet genanvendes fx. til træplader, vil en usikkerhed på denne mængde næppe få stor indflydelse på den samlede indikatorberegning. Statusopgørelsen vil derfor kunne foretages som et relativt groft estimat. En væsentlig del af det træ som fraføres bygningsmassen, vil blive fjernet af nedbrydningsselskaber, og det vurderes, at de samlede mængder kan estimeres på grundlag af oplysninger fra nedbrydningsselskaber og affaldsselskaber. En grov opgørelse af de totale mængder vurderes at kunne gennemføres på 1-2 mand-uger.

2.1.9 Andre byggematerialer

Andre byggematerialer omfatter gipsplader, isoleringsmaterialer, tagplader, gulvbelægninger mv. Der findes aktuelt ingen opgørelser af mængderne, der behandles ved genanvendelse eller på anden måde. Der foregår en mindre genanvendelse af gipsplader, men ellers bliver dette affald hovedsageligt deponeret.

Der vil være et behov for at udarbejde en grov statusopgørelse over mængderne. Det estimeres at en grov opgørelse for alle materialerne kan foretages på ½-1 mand-måned.

2.1.10 Haveaffald, madaffald/andet organisk

Mængderne af haveaffald, madaffald/andet organisk, der indsamles til genanvendelse fremgår af ISAG. I relation til de foreslåede indikatorer, vil det især være relevant at skelne mellem genanvendelse som dyrefoder og anden genanvendelse. Denne skelnen er mulig på grundlag af dataene fra ISAG.

Det samlede mængde organisk affald opgøres ikke løbende, men kan hentes fra enkeltstående statusrapporter. I relation til indikatorerne for energi og ressourcer vil affaldsbehandling af organisk affald næppe have den store betydning. Beregningsprincippet med at beregne forbruget til erstatningsmaterialer vurderes ikke at skulle anvendes på madaffald. En statusopgørelse, hvor mængderne af haveaffald, madaffald og andet organisk opgøres, vurderes at kunne gennemføres på ½-1 uge.

2.1.11 Jord, grus og sten

Jord grus og sten til genanvendelse fremgår af ISAG. I relation til de foreslåede indikatorer vil behandling af jord, grus og sten næppe have væsentlig betydning, og der vurderes ikke at være behov for yderligere opgørelser af disse affaldsmængder.

2.1.12 Slam, røggasrensningsprodukter, forbrændingsslagger og energigenvinding ved forbrænding

De samlede mængder af slam, røggasrensningsprodukter og forbrændingsslagger, som bortkaffes til såvel genanvendelse som deponi, fremgår af ISAG.

Hvad angår forbrændingsslagger og energigenvinding ved forbrænding, vil disse ved en beregning, der omfatter alle relevante behandlinger af de enkelte materialefraktioner (model A), være repræsenteret gennem de materialefraktioner, der resulterer i dannelsen af henholdsvis slagger og energi. De skal derfor ikke indgå særskilt i beregningen.

Ved en beregning kun omfattende genanvendelse (model B), vil det kunne være relevant at medregne den mængde forbrændingsslagger, som anvendes til bygge- og anlægsformål samt energigenvinding ved forbrænding. Herved undgås det at skulle opdele affaldet, der forbrændes, i de enkelte materialefraktioner. Den samlede energiproduktion på forbrændingsanlæggene fremgår af den årlige "Energistatistik-producentstatistik" fra Energistyrelsen.

Der vurderes ikke at være behov for yderligere opgørelser for disse fraktioner.

2.1.13 Andet

Der vil være en række materialefraktioner, som i opgørelserne i ISAG kun vil indgå i sammensatte affaldsfraktioner, idet der inden for affaldssystemet ikke sker nogen nævneværdig indsamling og genanvendelse af materialerne. Det drejer sig om keramik, tekstiler, gummi (ekskl. autogummi) mv.

Opgørelsen omfatter kun hovedmaterialerne, mens kemiske produkter, som følger hovedmaterialerne, ikke indgår. Kemiske produkter, som vil kunne udgøre en væsentlig del af de samlede affaldsmængder, vil være maling/lak, fuge- og spartelmasser samt trykfarver.

Bortset fra gummi vil det næppe være muligt i videre omfang at genanvende disse materialer, og det er spørgsmålet, hvor interessant det er at gennemføre beregningen. Hvis man er interesseret i at have et mål for hvor stort energi- og ressourceforbruget er til at producere de materialer, som behandles, er det dog relevant at medregne disse materialer.

I fald det ønskes at medregne de væsentligste hovedmaterialer, vil der skulle udarbejdes statusopgørelser for hver materialegruppe. Det vurderes at grove statusopgørelser, der giver de totale mængder uden en detaljeret opdeling på anvendelsesområder, kan gennemføres på ¼-1 mand-måned.

2.2 Samlet tidsforbrug

Oplysningerne om datakilder er samlet i

Tabel 2.1. Som det fremgår, vil det for en række materialer være nødvendigt at supplere oplysningerne fra ISAG med materialestrøms - statistikker eller lignende statusopgørelser over de samlede mængder, der behandles. Statusopgørelserne vurderes at skulle opdateres hver 5.-10. år.

Tidsforbruget til beregning af indikatorer vil være meget afhængigt af, hvorvidt man ønsker at lave en fuldstændig opgørelse af affaldets belastning (model A i hovedrapport) eller kun vil have en opgørelse af realiserede besparelser (model B).

Det vurderes, at det vil være gennemførelsen af statusopgørelser, der vil udgøre den største del af tidsforbruget til opstilling af det samlede beregningsprincip og fremskaffelse af mængdedata til gennemførelse af den første beregning (ekskl. livscyklusbaserede faktorer). Det samlede tidsforbrug til opdatering af statusopgørelser er i Tabel 2.2 anslået til 12-30 mand-måneder. Ved den første beregning kan der spares noget, hvis det vælges at bruge de eksisterende massestrømsanalyser fra 1994, men da der også er et tidsforbrug til opstilling af det samlede beregningsprincip, anslås tidsforbruget stadig at være i størrelsen 8-20 mand-måneder.

Hvis der er gennemført en statusopgørelse, anslås de årlige opgørelse af de realiserede besparelser (model B i hovedrapport) at kunne gennemføres på ca. 1-1½ mand-måned. En væsentlig del af tidsforbruget vil skulle bruges til at hente og kontrollere data vedr. metaller fra Danmarks Statistik.

Hvis der ikke er udarbejdet en statusopgørelse, vil model B også kunne gennemføres, dog vil der medgå 3-5 måneder plus 2 måneder til LCA- data, ialt 8 mandmåneder til gennemførelsen 1. gang.

Tabel 2.1
Datakilder til mængdedata ¹⁾

Materialefraktion	Indsamling til genanvendelse ekskl. genvinding via forbrændingsanlæg ²⁾		Forbrænding og deponi	
	Datakilde	ca. %	Årlig opgørelse	Opgørelse pr. 5-10 år ³⁾
Papir og pap	ISAG (++)	45	MSS (+)	
Glas	ISAG (++)	Emb: 65 Andet: 0 ?	Emballage: MSS (+)	Andet: statusopgørelser (+)
Plast - opdelt på plasttyper	Emballage: ? Andet: (-)	Emb: <10% Andet: 2 ?	Emballage: MSS (+)	Andet: statusopgørelser (+)
Metal - opdelt på enkeltmetaller	Baseres på handelsstatistikker Fe, Al (+) Andre: (-)	Fe: 98 Al: 70 Cu: 80 Cr: >70? Ni: 70? Pb: >90 Zn: ?		Massestrømsanalyser el statusopgørelser (+)
Olie- og kemikalieaffald - eventuelt opdelt på hovedgrupper	ISAG (++)	>90 ?	ISAG (++)	
Autogummi	ISAG (++) Anden statistik	>90		Statusopgørelser (+)
Beton	ISAG (++)	80-85	MSS (+)*	
Tegl	ISAG (++)	80-85	MSS (+)*	
Asfalt	ISAG (+), ekskl. genanvendelse på stedet	80-85	MSS (+)*	
Træ - opdelt på træ og plader	ISAG (++)	<10 ?		Statusopgørelser (+)
Andre byggematerialer	-	?	-	Statusopgørelser (+)
Madaffald/andet organisk	ISAG (++)	ca. 25%	MSS (+)	
Haveaffald	ISAG (++)	?	MSS (+)	
Jord, grus og sten	ISAG (++)	?		Statusopgørelser (+)
Andet (bl.a. keramik, gummi (ekskl. autogummi))	-	<10 ?	-	Statusopgørelser (+)
Slagger	ISAG (++)	-	-	-
Energigenvinding	Energistatistik	-	-	-
Røggasrensingsprodukter (kul)	ISAG (++)	-	-	-
Slam	ISAG (++)	-	-	-

(++) sikre data, op til $\pm 10\%$

(+) mindre sikre data, fra $\pm 10\%$ op til $\pm 15\%$

(-) usikre data, mere end $\pm 15\%$

MSS: Materialestrøms - statistikker.

*) Statistikken udarbejdes ikke længere

- 1) **De angivne usikkerheder udtrykker forfatterens skøn over usikkerheden** på de mængdedata, som beregnes på grundlag af de angivne kilder og ikke nødvendigvis usikkerheden på kilderne selv. Eksempelvis skal mængden af metal, der genanvendes, beregnes ud fra en række varenumre i Udenrigshandelsstatistikken og usikkerheden knytter sig til det forhold, at de produkter, som er dækket af varenummeret, også indholder andre materialer.
- 2) Angiver for hver materialefraktion den anslåede andel af de bortskaffede mængder, som indsamles til genanvendelse. Et "?" angiver at andelen er groft anslået og meget usikker.
- 3) Statusopgørelser og massestrømsanalyser som er mindre end 10 år gamle findes for flere metaller, men der er ingen generel praksis for, hvor ofte disse analyser opdateres.

Tabel 2.2

Omtrentligt tidsforbrug til at gennemføre statusopgørelser

Materialefraktion	Første gang og efterfølgende hver 5.-10. år ¹⁾
Papir og pap	-
Glas	¼ - 1 mand-uge
Plast - opdelt på plasttyper	4 - 12 mand-måneder
Metal - opdelt på enkeltmetaller	6 - 14 mand-måneder
Olie- og kemikalieaffald - eventuelt opdelt på hovedgrupper	-
Autogummi	¼ - 1 mand-uge
Beton	-
Tegl	-
Asfalt	-
Træ - opdelt på træ og plader	1-2 mand-uger
Andre byggematerialer	½ - 1 mand-måned
Madaffald/andet organisk, haveaffald	½ - 1 mand-uge
Jord, grus og sten	-
Andet (bl.a. keramik, gummi (ekskl. autogummi))	¼ - 1 mand-måned ²⁾
I alt	12 - 30 mand-måneder ³⁾

1) For nogle af fraktionerne findes der statusopgørelser, som vil kunne anvendes til første gennemregning, så det samlede tidsforbrug vil være mindre.

2) Det er for gruppen "andet" tale om meget grove overslag for de enkelte materialefraktioner.

3) Jo flere opdaterede massestrømsanalyser, der er tilgængelige, jo mindre bliver tidsforbruget til indikatorberegningen

-) Data findes i forvejen, eller er ikke relevante til indikatorberegning

Beregningsforudsætninger

BEREGNINGSFORUDSÆTNINGER	63
2.3 PAPIR OG PAP	63
2.3.1 <i>Mængder og statistik</i>	63
2.3.2 <i>Forbrænding af papir</i>	64
2.3.3 <i>Genanvendelsesprocesser</i>	64
2.3.4 <i>Følsomhedsvurdering af indikatorværdier for papir og pap</i>	64
2.4 FLASKER OG GLAS TIL EMBALLAGEFORMÅL	65
2.4.1 <i>Mængder og statistik</i>	65
2.4.2 <i>LCA-processer og datakilder</i>	65
2.4.3 <i>Følsomhedsvurdering af indikatorværdierne for glas</i>	66
2.5 ALUMINIUM	66
2.5.1 <i>Mængder og statistik</i>	66
2.5.2 <i>LCA-processer og datakilder</i>	68
2.5.3 <i>Datakvalitet og følsomhed</i>	68
2.6 VÆGTNINGS- OG NORMALISERINGSFAKTORER	69
2.6.1 <i>Ressourcer</i>	69
2.6.2 <i>Energi</i>	70
2.6.3 <i>Deponeringsbehov</i>	70
2.7 FORBRÆNDING AF AFFALD I DANMARK	71
2.7.1 <i>Forbrænding og varmeproduktion</i>	71
2.7.2 <i>Udvidelse af systemgrænsen ved analyse af affaldsenergi</i>	71
2.7.3 <i>Konklusion</i>	73
2.8 ANVENDELSE AF SLAGGER TIL ANLÆGSFORMÅL	73
2.8.1 <i>Konklusion</i>	75

Referencer og ordliste findes i hovedprojektet

Beregningsforudsætninger

I dette bilag gennemgås datagrundlag og øvrige konkrete forudsætninger for de beregnede eksempler for affaldsfraktionerne papir og pap, emballageglas (fx pantflasker) samt aluminium. Desuden opstilles forudsætningerne for de anvendte LCA-data, der er nye i forhold til UMIP/LCV.

2.3 Papir og pap

2.3.1 Mængder og statistik

Papir, både vedr. forbrug og genanvendelse, er et af de materialer i affald, der er bedst belyst i statistik, hvor der også laves årlige opdateringer. Ca. halvdelen af papirforbruget indsamles til genanvendelse, og den resterende halvdel bortskaffes ved forbrænding.

Affaldsstatistikken rummer fordeling af det indsamlede papir på følgende typer:

- Aviser og ugeblade
- Bølgepap
- Blandet papir og pap
- Bedre papirkvaliteter

Det samlede forbrug er opgjort fordelt på en række papirtyper. Det er imidlertid ikke altid muligt at relatere forbruget direkte til de indsamlede mængder, således at man fx opgør, hvor meget avisrapir der genanvendes, og hvor meget der forbrændes.

For at vurdere hvad der kommer ud af papirgenanvendelsen, er det desuden også relevant at vide, hvad forskellige papirtyper eventuelt genanvendes som, da princippet for opgørelsen af miljøbelastningen ved affaldshåndteringen er en opgørelse af de primære ressourcer, genanvendelsen giver anledning til.

Eksempelvis vil genanvendelse af papir som skrivepapir af høj kvalitet give anledning til mindre forbrug af nyt bleget papir af høj kvalitet (træfrit), mens genanvendelse som æggebakker vil erstatte ubleget papir med stort træindhold. Da der er væsentlige forskelle på ressourceforbrug og energiforbrug ved de forskellige papirtyper, er papirmassens lødighedstab afhængigt af hvor godt papirfibreneres egenskaber udnyttes ved genanvendelsen.

Selvom det var muligt at besvare ovenstående spørgsmål med supplerende statistiske undersøgelser, så ville man stå tilbage med det problem, at det også er vanskeligt at skaffe data for fremstillingen af de forskellige papirtyper og de forskellige genanvendelsesprocesser. Området er ofte behandlet i livscyklusanalyser (fx Miljøprojekt 342, 1997), men en stor del af datamaterialet er fortroligt og vil ikke kunne anvendes i offentligt tilgængelige rapporter.

Tilbage står derfor muligheden for at anvende nogle gennemsnitstal, der dækker alle papirtyper med den usikkerhed, der følger heraf. De papirmængder, der anvendes i beregningen, er angivet i hovedprojektets tabel 5.1. Her er alle typer papir indsamlet til genanvendelse slået sammen.

Det øvrige papiraffald er beregnet som forskellen mellem den anvendte papirmængde og den genanvendte papirmængde. I princippet afbrændes alt papir, der ikke genanvendes. Dog er der en andel af aftørningspapir som ender i spildevandssystemet. Aftørningspapir udgjorde i 1997 ca 6 % af det nye papir (affaldsinfo.dk, 2000). I mangel af mere kvalificerede skøn er der i beregningerne forudsat en deponeringsandel på 13% for det papir, der ikke genanvendes. Procentdelen svarer til den del af husholdningsaffaldet der blev deponeret i 1993. I beregningen af potentialet for genanvendelse papir er det forudsat at de resterende 87 % potentielt kan indsamles til genanvendelse. I ovennævnte kilde skønnes det realistiske potentiale til 80%.

2.3.2 Forbrænding af papir

I afsnit 1.4 udregnes den faktiske energiudnyttelse for de enkelte materialer ved forbrænding i Danmark. Der tages udgangspunkt i materialets brændværdi, som skal reduceres med 30%, når tallet skal repræsentere et gennemsnit for energigevinsten ved afbrænding af affaldet i Danmark. Materialernes brændværdi fremgår fx af (Miljøprojekt, 281) Hvis det antages, at pap udgør 1/3 af den samlede mængde papir og pap til afbrænding, betyder det, at der indregnes en energiudnyttelse på $15 \text{ MJ} - 30\% = 10,5 \text{ MJ}$ pr. kg svarende til en godskrivning af et kulforbrug på 420 g. Der indregnes også ca. 12% sparet deponi af kulaffald i forbindelse med minedrift. Slagge fra kulafbrænding genanvendes i dag 100%.

2.3.3 Genanvendelsesprocesser

Ved genanvendelse af papir og pap er anvendt samme datagrundlag for genanvendelsesprocessen som i UMIP, hvor der bruges 1,15 kg papir til 1 kg genanvendelsespapir. Det betyder, at hvis man sender 1 kg indsamlet papiraffald til genanvendelse, så skal der medregnes genanvendelsesproces for 0,87 kg færdigt papir inkl. restaffald.

Ved genanvendelse af papir og pap er der desuden et tab af lødighed for hver gang, papirfibrene går til genanvendelse. Ved blandede papirtyper sætter UMIP dette til 20%. Det betyder, at der skal tilgå systemet 20% primært papir ved genanvendelse, og denne papirmængde på et eller andet tidspunkt bliver til affald. Dette indregnes i indikatoren som affald til deponi.

2.3.4 Følsomhedsvurdering af indikatorværdier for papir og pap

Ved indikatorerne for papir er den væsentligste usikkerhedsfaktor, at sammensætningen af papir og pap til genanvendelse og forbrænding ikke kan opgøres. Nogle af yderlighederne vil fx være behovet for deponi ved hhv. papir og pap med fyldstoffer. Da fyldstofferne kan udgøre op til 30%, vil deponeringen efter forbrændingen kunne variere fra 0 til 300 g pr. kg afbrændt papir. Energiforbruget vil kunne variere tilsvarende.

En anden kilde til usikkerhed er manglende offentliggjorte data om papirfremstilling. Her kan det være afgørende for opgørelsens resultat, om man fx indregner energi i form af træ, vandkraft eller kul. Især ressourceindikatoren vil være meget afhængig heraf.

Et generelt meget vigtigt element ved ressourcefaktoren er hvordan de enkelte ressourcer normaliseres og vægtes. I projektet er anvendt UMIP-projektets faktorer, suppleret med nye værdier på de områder hvor der ikke indgår data i

UMIP. Ved udarbejdelse af de nye værdier er anvendt samme opgørelsesprincipper som i UMIP. Det er en generel erfaring, at normaliserings- og vægtningsfaktorerne er meget afgørende for resultatet. Vi har imidlertid ikke foretaget nogen generel vurdering af usikkerheden forbundet med de anvendte ressourcefaktorer.

2.4 Flasker og glas til emballageformål

2.4.1 Mængder og statistik

Statistikken for flasker og glas er meget detaljeret og har været udarbejdet årligt siden 1989/1990. Den senest offentliggjorte er fra Videncenter for affald og genanvendelse (Affaldsinfo, 2000), og indeholder tal tilbage til 1989.

Statistikken omfatter flasker og emballageglas, men ikke knust planglas og glas i glødelamper. Desuden indgår flasker fra det danske retursystem for flasker heller ikke i opgørelsen. Statistik om dette forbrug er tilgængelig fra andre kilder end ISAG-statistikken, og ønsker man at inddrage denne glasmængde i en samlet opgørelse over forbrug og genanvendelse af glas, vil det være muligt. Formålet med afprøvningen har imidlertid været at foretage en afprøvning af beregningsmetoden, og i den sammenhæng har det ikke været relevant at inddrage supplerende oplysninger.

2.4.2 LCA-processer og datakilder

UMIP-projektet bruger nogle relativt gamle tal vedrørende fremstilling af nyt glas, som dog er verificeret i dåse/flaskeprojektet fra 1998 (Arbejdsrapport 400, 1999) med tal fra Holmegård fra 1992. Disse tal er derfor også anvendt til indikatorberegningen. Men med data fra den nye netop offentliggjorte LCA-opgørelse af dansk produceret el og varme i 1997 vil man kunne opdatere data for energiforbruget til glassmeltning. Det samme gælder for omsmeltning af glasskår. Der er forudsat 100% nyttiggørelse af glasaffaldet, hvor UMIP regner med 1% tab. Imidlertid er det frasorterede glasaffald i ISAG opgjort selvstændigt og optræder i vores beregning som deponiaffald. Det affald der er udsortet til genanvendelse bliver således genanvendt 100%.

For flaskevask er der anvendt oplysninger fra dåse/flaskeprojektet (Arbejdsrapport 400, 1999) vedrørende vask af flasker. Her er kun anvendt data for energiforbrug fordelt på el og naturgas, samt oplysninger om hvor stor andel flasker der knuses ved processen og bliver til affald. Der er indregnet 2,5% primær glas til erstatning for de knuste flasker. Derimod er der ikke indregnet glasskår til deponi, da det antages at de sendes direkte til omsmeltning.

I UMIP-projektet regnes med et lødighedstab på 10% for hver omsmeltning af glas. Lødighedstabet indregnes ved genanvendelse af skår til omsmeltning, hvor der lægges 10% primært glas til det omsatte glas som lødighedstab, og der medregnes samme mængde som tab ved deponi. Ligesom de øvrige lødighedstab som UMIP opererer med er der tale om nogle relativt grove skøn, og efterfølgende vurderinger vil givetvis give anledning til revision.

Ved beregning af tabet af nyt glas ved deponi og forbrænding antages, at halvdelen af det anvendte glas er genanvendelsesskår (hvor der regnes med lødighedstab ved oparbejdning), og lødighedstabet er derfor kun halvdelen af de

10%. Der medregnes således et tab af primære ressourcer på 95% primært glas ved deponi og forbrænding.

For forbrænding og deponi deponeres der samtidig 1 kg for 1 kg glas (inkl. de 5% lødighedstab). Forbrænding åbner måske mulighed for slaggegenanvendelse - her indregnes 60% (Orientering 17, 2000). Endelig er der indregnet en lille smule energi til opvarmning af glasset fra omgivelsestemperatur til slaggetemperatur, som dog ikke er medregnet her, da det maksimalt udgør 0,2 MJ pr. kg, og derfor vil forsvinde i decimalerne.

2.4.3 Følsomhedsvurdering af indikatorværdierne for glas

De anvendte data for fremstilling, vask og omsmeltning af glas er relativt godt verificeret i forbindelse med undersøgelse af livscyklus for drikkevareemballage. Det vil dog kunne ændre billedet lidt, hvis de anvendte eldata opdateres til de nyeste tal for LCA-projektet vedrørende elfremstilling. For nogle parametre vil der kunne ske ændringer på 10-20 % i forhold til de anvendte tal.

2.5 Aluminium

2.5.1 Mængder og statistik

I ISAG-statistikken er aluminium ført sammen med andre metaller. Den samlede metalfraktion udgøres langt overvejende af jern og stål. En opgørelse af mængden af aluminium, der bortskaffes, og af hvorledes det bortskaffes, må derfor baseres på andre datakilder.

Import og eksport af aluminiumskrot samt produktionen af sekundært aluminium fremgår af handelsstatistikkerne fra Danmarks Statistik. For enkelte fraktioner af aluminiumskrot udgør aluminium dog kun en mindre del af skrottet, og de samlede mængder, der bortskaffes til genanvendelse, kan derfor kun estimeres ud fra et mere indgående kendskab til sammensætningen af skrottet. Det vurderes dog at være muligt at få et omtrentligt mål for mængden, der bortskaffes til genanvendelse ud fra de statistiske data og data vedrørende sammensætning hentet fra den seneste massestrømsanalyse for aluminium (Miljøprojekt 484, 1999).

Mængderne, der bortskaffes til forbrænding og deponi, kan ikke umiddelbart estimeres ud fra den eksisterende statistik, og må derfor baseres på mere detaljerede enkeltstående analyser. Den seneste massestrømsanalyse for aluminium omhandler data for 1994. Massestrømsanalysen omfatter også ikke-metalliske anvendelser, og det har derfor til herværende analyse været nødvendigt at ekstrahere de data, der vedrører de metalliske anvendelser.

Ifølge massestrømsanalysen blev der i 1994 bortskaffet:

- 7.000-12.700 tons metallisk aluminium til affaldsforbrænding (gennemsnit: 9.800 tons).

- 2.800-7.200 tons metallisk aluminium til deponi (gennemsnit: 5.000 tons). Heraf 2.000-5.500 tons med dagrenovation og storskrald, mens resten bestod af produktionsaffald og shredderaffald.
- 27.100-34.600 tons til genanvendelse (gennemsnit: 30.900 tons).

Mængden af dagrenovation og storskrald, der bortskaffes til forbrænding, må forventes at være steget på bekostning af mængden, der bortskaffes til deponi, i perioden siden 1994.

Den størrelse, som det vil være mest relevant at anvende som mål for genanvendelsen, vil være indsamlingen af aluminium, uanset om det indsamlede materiale oparbejdes i Danmark eller eksporteres.

I forbindelse med massestrømsanalysen er aluminiumlegeringerne omregnet til rent Al på grundlag af et gennemsnitsindhold af aluminium i legeringerne. Ved beregninger af indikatorer vil det dog være mest hensigtsmæssigt at regne den samlede vægt af aluminiumlegeringerne som aluminium, dels for at gøre beregningerne mere enkle, dels for herved også at inddrage legeringselementerne i beregningen (som forenklet regnes at svare til aluminium).

Mængder, der bortskaffes til genanvendelse, vil årligt kunne beregnes på følgende måde på grundlag af handelsstatistikkerne fra Danmarks Statistik:

Indsamlet mængde = produktion af sek. Al i DK + eksport af Al-skrot ÷ import af Al-skrot. Indholdet af aluminium (inkl. legeringselementer) i de forskellige skrotfraktioner er estimeret på grundlag af massestrømsanalysen.

Tabel C1.1. metallisk aluminium i Danmark i 1994 (Miljøprojekt 484, 1999)

Varenummer	Varebetegnelse	Import			Eksport			Netto
		Al%	Tons/år	Tons Al/år	Al%	Tons/år	Tons Al/år	
7602.00.11	Spåner af aluminium samt aff. af farvet, overtrukket el. sammenklæbet folie	100	6.941	6941	100	4.245	4245	-2696
7602.00.19	Andet affald af aluminium	30	4.252	1275,6	90	5.919	5327,1	4051,5
7602.00.90	Skrot af aluminium	90	13.132	11818,8	90	21.048	18943,2	7124,4
7601.20.90	Produktion af sekundær-Al							21.250
	I alt							29.730

Metoden vil let underestimere den faktiske mængde, idet aluminium der indgår i sammensat skrot, som føres under helt andre varenumre, ikke er indbefattet.

Beregnet på denne måde kan den indsamlede mængde for hvert år estimeres til følgende:

1991 30.752 tons
 1994 29.730 tons
 (massestrømsanalysen angiver som gennemsnit 30.900 tons Al)
 1996 39.271 tons
 1998 40.896 tons

2.5.2 LCA-processer og datakilder

Data for fremstilling af aluminium er fra miljøprofiler for aluminium (Arbejdsrapport 478, 1999). Disse data stammer fra den europæiske aluminiumsindustri suppleret med UMIP-projektets data for elforbrug til fremstilling af aluminium.

For genanvendelse af aluminium er der anvendt UMIP-projektets data. Der er dog foretaget en omregning, idet UMIP-projektet forudsætter anvendelse af aluminiumsskrot med et aluminiumindhold på 93%. Sammen med et tab ved oxidering af aluminium i omsmeltningsprocessen på ca. 5-6% betyder det et samlet tab ved indsamling og omsmeltnings af aluminium på 13%.

Da der i nærværende opgørelse er tale om rent aluminium antages, at det kun er relevant at regne med et tab på ca. 5%, det vil sige, at 1 kg aluminiumsskrot bliver til 0,95 kg genanvendelsesaluminium, hvilket i massestrømsanalysen for aluminium vurderes at være aktuelt for danske forhold (Miljøprojekt 484, 1999).

Ved forbrænding af aluminium vil der for hvert kg forbrændt aluminium dannes 1,9 kg aluminiumsoxid, der bindes i slaggen eller filterstøv. Derfor er der som resultat af både aluminiumsforbrænding samt det tab der er ved omsmeltnings medregnet 1,9 gange så meget affald til deponering som det tabte aluminium. Noget af slaggen genanvendes, mens filterstøv typisk deponeres. Ifølge ISAG for 1999 (Orientering nr. 17, 2000) ca. 60%.

Energiudnyttelsen ved forbrænding af aluminium er sat til brændværdien på ca. 31 MJ pr. kg reduceret med 30%, hvilket giver en godskrivning på 21,7 MJ/kg omregnet til godskrivning af 879 g kul pr. kg aluminium og ca. 12% sparet deponi af kulaffald i forbindelse med minedrift. Kulslagge genanvendes i dag 100% (E2, 2000).

I UMIP er det således antaget at aluminium, der ender i forbrændingsanlæg, typisk har en tykkelse der gør, at det kan brænde. Der er andre undersøgelser der viser, at f.eks. foliebakker normalt ikke forbrænder, men genfindes uforbrændt i slaggen. Af figur 5.3 i hovedrapporten fremgår det at det vil have en marginal betydning at ændre den andel der brænder til f.eks. 50%. Forudsætningen bør dog revurderes i forbindelse med en gennemførelse af en indikatorberegning for hele affaldsområdet. Aluminium med større godstykkelse, der ikke kan forbrænde 100% antages at blive indsamlet og omsmeltet.

Aluminium genanvendes som aluminium, og i det reviderede UMIP-projekt er der ikke regnet med lødighedstab for aluminium. Derfor regnes der heller ikke med lødighedstab for primært aluminium, når det bortskaffes ved deponi eller forbrænding.

2.5.3 Datakvalitet og følsomhed

Der er markant forskel på ressourcevurderingen afhængigt af genanvendelse eller deponi af aluminium. Derfor er gode LCA-data for fremstilling og genanvendelsen af aluminium afgørende parametre. Her er især de anvendte elscenarier vigtige, og de anvendte UMIP-data er fra 1992. De nyeste eldata for dansk elproduktion er på nogle områder ændret 10-20%, og en opdatering af datagrundlaget for det anvendte elscenarier vil kunne ændre aluminiumsindikatorerne tilsvarende. Men generelt må de anvendte aluminiumsdata vurderes at være gode, og de er baseret på danske forhold.

2.6 Vægtnings- og normaliseringsfaktorer

2.6.1 Ressourcer

Normaliserings- og vægtningsfaktorer er for en række råstoffer estimeret i UMIP-projektet og indgår i databasen. For en del råstoffer findes der i UMIP-databasen ikke normaliserings- og vægtningsfaktorer. For at kunne medregne disse råstoffer er faktorerne her estimeret efter metoder, der er sammenlignelige med metoden, hvormed normaliserings- og vægtningsfaktorer beregnes i UMIP. De beregnede faktorer fremgår af den kommenterede tabel på næste side.

Tabel c1.2. Supplerende normaliserings- og vægtningsreferencer

	Vægtningsfaktor 1/år	Normaliseringsreference kg/pers./år
Kalksten 1)	0,002	598
Uranmalm 2)	0,015	0,007
Svovl 3)	0,036	9,6
Kvartssand 4)	0,005	36
Grus og sand	0,005	5,6 (m ³ /pers./år)

- 1) Der findes i UMIP-databasen ikke normaliserings- og vægtningsfaktorer for kalk. Der findes ingen opgørelser af det globale forbrug af kalk, idet en stor del af forbruget af kalksten i opgørelserne fra US Geological Survey er opgjort under sten. Normaliseringsfaktoren for kalk vil derfor baseres på det lokale (nationale) forbrug af kalk. Den samlede udvinding af kalk og kridt i Danmark var i 1990 på 2.924.000 m³ (DS 1996). Forbruget af kalk med færdigvarer er for 1995 opgjort til 3.052.000 tons (Miljøprojekt 387, 1998). Med udgangspunkt i denne opgørelse kan forbruget af kalk opgøres til 598 kg/person. En stor del af dette bruges i form af cement.

Der findes ikke opgørelser af de globale eller regionale reserver af kalk, men ressourcerne er meget store, så vægtningsfaktoren er her groft sat til 0,002 - svarende til en forsyningshorisont på 500 år (se bl.a. opgørelser i Miljøprojekt 387, 1998).

- 2) Der findes i UMIP-databasen ikke normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer for uran. Disse er derfor her bestemt på grundlag af et opgjort forbrug (mineproduktion) på 34.583 tons i 1992 og opgjorte reserver på 2.255.000 tons (Kesler 1994).
- 3) Den globale udvinding af svovl i 1994 er af USGS opgjort til 51 mio. tons (USGS 1999). De globale reserver er opgjort til 1.400 mio. tons, hvilket giver en forsyningshorisont på ca. 27 år. De globale ressourcer er opgjort til 5 mia. tons, men der er meget store alternative ressourcer, bl.a. mindst 500 mia. tons i kul, olie m.m. og meget store ressourcer i gips og anhydrit.
- 4) Udvingen af kvartssand var i 1990 på 186.000 tons, som hovedsageligt blev anvendt til støberisand, sandblæsning og betonsand. Der findes ingen samlede opgørelser af de danske ressourcer af kvartssand. Ifølge opgørelserne fra USGS (1999) er der globalt set meget store ressourcer af kvartssand, og ressourcemæssigt vil problemstillingen derfor primært være et spørgsmål om øget transport af råvarerne. For at få en størrelsesorden, der kan anvendes til at indikere, om forbruget af kvartssand vil være af væsentlig ressourcemæssig betydning vil forsyningshorisonten groft anslået være 200 år.
- 5) Der findes i UMIP-databasen ingen normaliserings- og vægtningsfaktorer for sand og grus. I danske livscyklusanalyser efter UMIP-metoden er der blevet set bort fra brugen af disse råstoffer. Det samlede danske forbrug af grus og sand i 1990 var på 22,4 mio. m³ fra landjorden og 6,2 mio. m³ fra havbunden (DS 1996), svarende til et samlet gennemsnit pr. person på ca. 5,6 m³.

Der findes aktuelt ingen opgørelser af de samlede danske råstofressourcer på landjorden

(Jacobsen 2000). Opgørelser af råstofressourcer foretages på amtsplan. Skov- og Naturstyrelsen regner med, at der i løbet af et par år vil blive foretaget en samlet opgørelse og vurdering af råstofressourcerne. Ressourcerne af sand, sten og grus på havbunden er i 1998 blevet opgjort til ca. 4.500 mio. m³, svarende til ca. 725 gange den aktuelle årlige udvinding på havbunden på 6,2 mio. m³ eller 150 gange den samlede årlige udvinding af sand og grus (Jensen 1998). Der er dog store variationer i ressourcernes sammensætning, og grus og ral/sten angives at være en begrænset ressource.

For de øvrige råstoffer beregnes forsyningshorisonten i UMIP (som anvendes til vægtningen) på grundlag af de opgjorte globale "reserver" og ikke de samlede anslåede globale ressourcer. Reserverne vil typisk være i størrelsen 10-20% af de anslåede samlede ressourcer. Ressourceopgørelsen for det danske havområde omfatter både "sandsynlige ressourcer" og "spekulative ressourcer" og omfatter altså en betydeligt større del af ressourcerne end den mængde, man vil henhøre til "reserverne".

Der synes dog ikke for sand og grus generelt at være aktuelle forsyningsvanskeligheder, og forsyningshorisonten vil for at få en størrelsesorden, der kan anvendes til at indikere, om forbruget af sand og grus vil være af væsentlig ressourcemæssigt betydning, groft anslået være 200 år.

2.6.2 Energi

Energiforbruget i Danmark var i 1995-1999 totalt på 840 PJ (klimakorrigeret samt renset for udsving pga. eksport af energi). Som ved affald er der valgt et gennemsnit for de seneste år, selvom værdier kun har svinget lidt fra år til år. Det giver et forbrug på 160 GJ pr dansker, hvilket svarer til brændværdien af ca. 3800 liter olie (Energistyrelsen, 2000A). Normaliseringsfaktoren er 0,00625.

Det vurderes ikke at være relevant direkte at sammenligne på tværs af de tre indikatorer, og det er derfor valgt ikke at bruge en vægtningsfaktor for energi.

2.6.3 Deponeringsbehov

Ved normalisering af affaldsmængderne i UMIP normaliseres affaldsoutput i forhold til de skabte affaldsmængderne, fordelt på 4 typer. Det drejer sig om radioaktivt affald, farligt affald, volumenaffald samt aske og slagge. Radioaktivt affald normaliseres i forhold til gennemsnittet for Europa, mens de øvrige normaliseres i forhold til affaldsproduktionen pr indbygger i Danmark i 1992.

I affaldsindikatorprojektet vil vi i stedet normalisere i forhold til de deponerede mængder affald. Dette er valgt ud fra en betragtning om, at det er den mængde affald der sendes til deponi der udgør det egentlige affaldsproblem. Det affald der forbrændes omsættes til andre forureningstyper samt slagge til deponi.

Ved fastlæggelse af normaliseringsværdierne anvendes et gennemsnit af deponeret affald i perioden 1995 - 1998 som er de seneste 4 års offentliggjorte mængder til deponi. Gennemsnittet for perioden er valgt, fordi der er store udsving fra år til år, og de fire årsværdier ligger omkring gennemsnittet, som er 2.116.000 tons. Befolkningstallet i Danmark var i samme periode ca. 5,25 mio. (Orientering nr. 17, 2000). Det giver en normaliseringsværdi for deponeret affald på 403 kg pr. personækvivalent.

Det vurderes ikke at være relevant direkte at sammenligne på tværs af de tre indikatorer, og det er derfor valgt ikke at bruge en vægtningsfaktor for deponeringsbehov.

2.7 Forbrænding af affald i Danmark

Ved fastlæggelsen af de tre LCA-indikatorer for ressourcer, energi og deponi ved deponi af papiraffald tages udgangspunkt i, at der skal fremstilles en tilsvarende mængde nyt papir, samt at papiraffaldet deponeres 100%.

Det papir, der skal fremstilles til erstatning for det der bortskaffes, tager udgangspunkt i et miks af 50% primært papir og pap samt forbrug af 50% genanvendelsespapir. Andelen af papir til genanvendelse er sat relativt højt, men i betragtning af, at den halvdel af det samlede forbrug af papir og pap der genanvendes er sorteret fra, er det ikke helt urimeligt at antage, at det er de ringeste kvaliteter, der er tilbage.

For andelen af genanvendelsespapir, skal ressourcetabet kun medregnes med de genanvendte fibres lødighed, dvs. 80% ifølge UMIP, da der er tale om blandede papirtyper. Det vil sige, at for papir der deponeres eller bortskaffes regnes der med et ressourcetab af primært papir på $50\% + 0,8 \text{ gange } 50\%$, dvs. 90% ressourcetab.

Data for papirfremstilling for primært papir gennemsnit for forskellige typer primære papirprocesser som IPU har leveret til brug i forbindelse med projektet familiens miljøbelastning. Gennemsnittet er vægtet i forhold til det danske forbrug i 1998 (Affaldsinfo, 2000) i det omfang det har været muligt at finde data for fremstilling af de enkelte papirtyper.

Ved deponeringen er der kun indregnet selve deponeringen - dvs. at fx transport af papiret samt etablering, drift og vedligeholdelse af deponeringspladsen ikke indgår.

2.7.1 Forbrænding og varmeproduktion

Ifølge Energiproducent-statistikken (Energistyrelsen, 2000B) for 1999 anvendes 29105 TJ bruttoenergi fra affald til forbrænding i 1999. Ifølge affaldsstatistikken for 1999, sendes ca. 2700 tons affald til forbrænding (fx afbrænding af slam).

Dette giver en brændelsværdi på 10,8 MJ pr. kg affald. Forskellige plasttyper giver mere energi, mens ikke-brændbart materiale i fraktionerne til forbrænding samt vådt organisk trækker gennemsnittet ned.

Noget af varmen fra affald køles væk i køletårne om sommeren - dvs. energien ikke udnyttes fuldt ud til fjernvarme, og noget af varmen bruges internt til drift af affaldsbehandlingsanlægget - bl.a. til tørring af affald. Ifølge energiproducent-statistikken leverer affaldsforbrændingsanlæggene i alt 20825 TJ varme og 5150 TJ el. Til fremstilling af denne energimængde anvendes affaldet som har en brændværdi på 29105 TJ samt støttebrændsel på ialt 4934 TJ. Dette giver en samlet effektivitet ved affaldsforbrænding på 76%, og resultatet er 8,2 MJ pr. kg affald leveret til fjernvarmenettet.

2.7.2 Udvidelse af systemgrænsen ved analyse af affaldsenergi

Ovenstående gælder imidlertid kun hvis man betragter affaldsbehandlingen som et lukket system. Udvider man systemet og betragter hele Danmarks el- og varmeforsyning, må man imidlertid også forsøge at indregne hvilke ændringer affaldsforbrænding giver for det øvrige system. Her har vi ved hjælp af energiproducent-statistikken forsøgt at analysere hvilke fjernvarmesystemer affaldsvarmen udnyttes i.

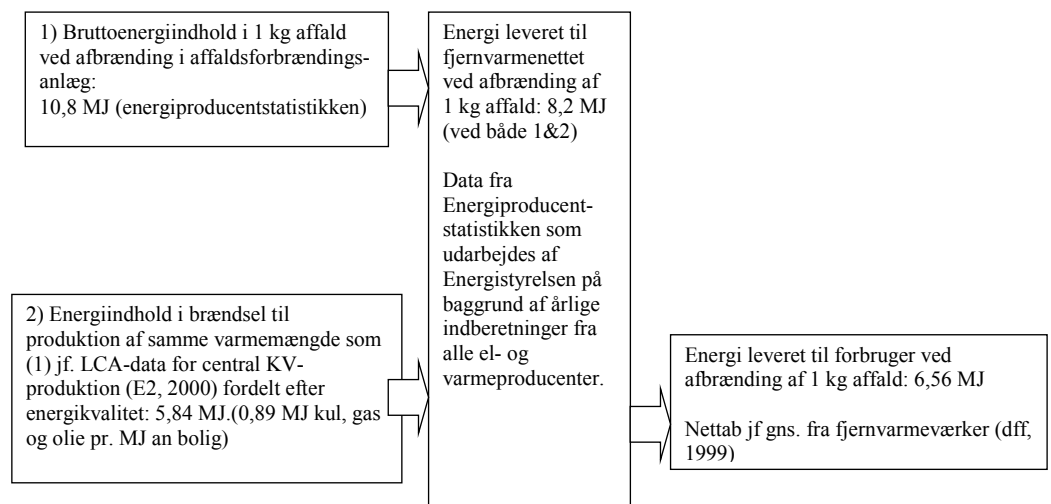
Energiproducent-statistikken for 1999 indholder oplysninger om brændselsforbrug fordelt på typer og produktion af el og varme for hvert enkelt anlæg. Samtidig er der oplysninger om, hvilke fjernvarmenet de enkelte anlæg er tilknyttet.

Ved analyse af hvordan energien fra affaldet udnyttes, ses at ca. 67% af affaldet brændes i anlæg, hvor der fremstilles både el og varme af energien. Effektiviteten med hensyn til el varierer mellem 15 og 25 procent af den indfyrede energi. Her vil affaldet substituere anden kraft- og varme- produktion, der typisk anvender fossilt brændsel som kul, naturgas og olie. Affaldsforbrændingen erstatter elværkernes grundlast, og substituerer derfor typisk kulfyrede kraftvarmeanlæg.

33% af affaldet brændes i affaldsforbrændingsanlæg, der kun leverer varme til fjernvarmenet. En mindre del af disse net er ikke tilknyttet andre anlæg med kraftvarmeproduktion, og for disse ca. 7% af affaldsvarmen gælder det, at de substituerer andre brændselstyper 100%, typisk naturgas eller olie, da der er tale om mindre anlæg.

For de resterende 26% af den samlede affaldsenergi gælder at den leveres til fjernvarmenet, hvor der samtidig er tilknyttet elproducerende kraftvarmeværker. I de 26% er Vestforbrænding (vest for København) medregnet, da varmen fra affaldsforbrændingen her begrænser mulighederne for udnyttelse af mere spildvarme fra områdets mange kraftvarmeanlæg.

Figur c1.1. Viser energifortrængning ved affaldsforbrænding



Figuren viser hvad afbrænding af 1 kg affald betyder (1) og viser samtidig hvad der spares ved at producere varme samtidig med el (2), jf. energiproduktionstallene fra den seneste LCA-kortlægning af el- og varmeproduktion i Danmark (E2, 2000).

2.7.3 Konklusion

Set i et system med affaldsforbrænding alene, udnyttes det meste af varmen fra affaldsforbrænding til energifremstilling - enten til kraftvarme eller varmeproduktion. Men udvides systemet til at omfatte hele el- og varmeproduktionen, vil ca. 26% af affaldsvarmen fortrænge udnyttelse af spildvarme fra kraftvarme, dvs. det kan medføre ringere udnyttelsesgrad af de centrale kraftvarmeværker.

Det betyder at energiudnyttelsen af affald der i gennemsnit er 8,2 MJ pr. kg affald, skal reduceres til 5,84 MJ for de 26% af affaldet der direkte konkurrerer med kraftvarmeproduktion. Tallet 5,84 MJ er det, det koster at producere fjernvarme i forbindelse med kraftvarmeanlæg (E2, 2000). Det vil sige, at den gennemsnitlige energiudnyttelse på 8,2 MJ ved forbrænding af 1 kg affald i Danmark på 8,2 MJ reduceres til 7,6 MJ i gennemsnit. Det vil sige at ca. 70% af affaldets brændværdi udnyttes i det nuværende system. Andre undersøgelser når frem til ca 75%, men indregner ikke "systemtab" til øget spild fra kraftvarmeværker.

I forhold til en beregning Energistyrelsen har lavet på grundlag af energiproducent-statistikken i 1998, som er anvendt til LCA af emballage, ligger dette tal kun en smule lavere. Energistyrelsen forudsætter en gennemsnitlig udnyttelse på 75% af den producerede energi, men tager heri ikke højde for det "udvidede systemtab" der er angivet ovenfor.

I det følgende udregnes den faktiske energiudnyttelse for de enkelte materialer ved at tage udgangspunkt i materialets brændværdi, som skal reduceres med 30%, når tallet skal repræsentere et gennemsnit for energigevinsten ved afbrænding af affaldet i Danmark. Materialernes brændværdi fremgår fx af (Miljøprojekt 281, 1995). Hvis det antages at pap udgør 1/3 af den samlede mængde papir og pap til afbrænding, betyder det at der indregnes en energiudnyttelse på $15 \text{ MJ} - 30\% = 10,5 \text{ MJ}$ pr. kg, svarende til en godskrivning af et kulforbrug på 420 g. Der indregnes også ca. 12% sparet deponi af kulaffald i forbindelse med minedrift. Slagge fra kulaforbrænding genanvendes i dag 100%.

2.8 Anvendelse af slagge til anlægsformål

Hvis anvendelse af slagge til anlægsformål skal indgå i beregningen af indikatoren for ressourcer, er det nødvendigt at afklare hvilke råstoffer, der faktisk erstattes ved brugen af slaggerne og fastsætte normaliserings- og vægtningsfaktorer for disse råstoffer.

I 1998 blev 80% af de producerede 551.000 tons slagge anvendt til anlægsformål. Slaggernes anvendelse er afhængig af kravene til det anlæg, hvor de anvendes. På cykelstier og parkeringspladser vil slaggerne kunne anvendes som bærelag og erstatte stabilt grus. Ved vejanlæg vil slaggerne typisk ikke anvendes som bærelag, men som bundsikrings- og friktionsfyld. Materialerne, der herved erstattes, vil oftest være sand eller jord.

Med den nye bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder er der opstillet begrænsninger for anvendelse af slagge, afhængigt af slaggernes indhold af problematiske stoffer (BEK. 655, 2000). For slagge i den mest belastede kategori 3, hvor en stor del af de producerede slagge må forventes at befinde sig, må slaggerne efter 1. jan 2001 kun anvendes til veje med tæt belægning og bortledning af overfladevand, stier og ledningsgrave med

fast belægning samt fundamenter og gulve under bygninger (hvor jorden ikke må kunne give anledning til indeklimaproblemer).

Hvis den ressourcemæssige gevinst ved anvendelse af slaggerne skal indgå i de beregnede indikatorer, vil det være nødvendigt at udarbejde normaliserings og vægtningsfaktorer for de materialer, som slaggerne erstatter. Uden disse vil det ved beregningen af indikatorerne for ressourcer være uden betydning om slaggerne anvendes eller ej. Ved beregningen af indikatoren for deponeringsbehov vil det under alle omstændigheder være af betydning, om slaggerne anvendes eller deponeres.

I statistikkerne vedrørende råstofudvindingen i DK er sand, grus og sten opgjort samlet, og det vil med det foreliggende datamateriale vedrørende ressourcerne af de forskellige fraktioner inden for denne gruppe ikke være hensigtsmæssigt at foretage en yderligere opdeling. Den samlede danske udvinding af grus og sand i 1990 var på 22,4 mio. m³ fra landjorden og 6,2 mio. m³ fra havbunden (DS 1996) svarende til et samlet gennemsnit pr. person på ca. 5,6 m³. Hvis der regnes med en gennemsnitsvægtfylde på 2 tons/m³ svarer dette til 11,2 tons.

Der findes aktuelt ingen opgørelser af de samlede danske råstofressourcer på landjorden (Jacobsen 2000). Opgørelser af råstofressourcer fortages på amtsplan. Skov- og Naturstyrelsen regner med, at der i løbet af et par år vil blive foretaget en samlet opgørelse og vurdering af de danske råstofressourcer.

Ressourcerne af sand, sten og grus på havbunden er i 1998 blevet opgjort til ca. 4.500 mio. m³, (Jensen 1998) svarende til ca. 725 gange den aktuelle årlige udvinding på havbunden på 6,2 mio. m³ eller 150 gange den samlede årlige udvinding af sand og grus. Der er dog store variationer i ressourcernes sammensætning, og grus og ral/sten angives at være en begrænset ressource. For de øvrige råstoffer beregnes forsyningshorisonten i UMIP (som anvendes til vægtningen) på grundlag af de opgjorte globale "reserver" og ikke de samlede anslåede globale ressourcer. Reserverne vil typisk være i størrelsen 10-20% af de anslåede samlede ressourcer. Ressourceopgørelsen for det danske havområde omfatter både "sandsynlige ressourcer" og "spekulative ressourcer" og en altså en betydeligt større del af ressourcerne end den mængde, man vil henføre til "reserverne".

Der findes som nævnt ingen samlede opgørelser af ressourcerne på landjorden, men der synes dog ikke for sand og grus generelt at være aktuelle forsyningsvanskeligheder, og forsyningshorisonten vil for at få en størrelsesorden, der kan anvendes til at indikere, om forbruget af sand og grus vil være af væsentlig ressourcemæssigt betydning, groft anslået være 200 år.

For at undersøge den ressourcemæssige betydning af genanvendelse af slagger, vil der i det følgende gennemføres en kort beregning for genanvendelse af 500.000 tons slagger.

Følgende forudsætninger antages:

- De 500.000 tons slagger substituerer 500.000 tons sand og grus
- Transporten af slaggerne ved anvendelse til anlægsformål svarer til transporten af slaggerne til deponi

- Normaliseringsfaktoren for sand og grus er 11,2 tons pr. person/år
- Vægningsfaktoren for sand og grus er 0,005 (svarende til en forsyningshorisont på 200 år)

Den ressourcemæssige besparelse ved at genanvende 500.000 tons slagge bliver - eksklusiv indvinding og transport af sand og grus - på denne baggrund 223 PR.

Til sammenligning beregnes det samlede ressourceforbrug knyttet til bortskaffelse af aluminium og produktion af erstatningsmaterialer til 23.000 PR. Den ressourcemæssige besparelse ved genanvendelse af slaggerne er således beskeden udregnet på denne måde. Usikkerheden i relation til forsyningshorisonten får således heller ikke væsentlig indflydelse på de samlede resultater.

2.8.1 Konklusion

I de gennemførte beregninger er indregnet genanvendelse af slagge, da det har markant betydning for deponeringsindikatoren. Ressourcebesparelsen ved at anvende slagge til erstatning for sand og grus er derimod ikke indregnet, da det jf. ovenstående ikke har nogen væsentlig betydning i forhold til de øvrige ressourceforbrug. Konklusionen er, at slagge først og fremmest genanvendes for at reducere deponeringsbehovet - og ikke fordi det løser et væsentligt ressourceproblem.

Data og beregningsresultater

Datagrundlag for beregningseksemplerne for papir&pap, glas og aluminium:

- 1) Tabel over anvendte enhedsprocesser
- 2) Tabel med resultater i angivet mængder og PE eller PR pr kg for de tre materialefraktioner.
- 3) Tabel med resultater i angivet mængder og PE eller PR for hele affaldsmængden for de valgte år for de 3 materialerfraktioner

Vedlagt som excel-fil: indikatordata.exe

lbnr	Materiale og affaldsproces	Ressource eller restaffald	Kategori	Mgd i gram	Gruppe	Mgd i PE eller PR
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. br'ndsel	3	0	61	0
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Rt'olie, br'ndsel	3	23610467339	61	879,1829723
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	3484046993	61	180,3398468
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	-2,19548E+11	61	-2217,969854
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	2135677835	61	21,89343147
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	12	4,08054E+11	61	3784,133803
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	12	5,01912E+11	61	4654,531123
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Fe(jern)	8	1568371,372	62	0,129617503
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Al (aluminium)	10	2147046,436	62	3,239648308
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Grundvand	13	1,27095E+11	62	3,571275154
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Overfladevand	14	2593780834	62	0
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. vand	14	4,12539E+13	62	101,1132332
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	7249492592	62	24,21330526
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Svovl	15	7935228720	62	29709,49633
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	-5488698409	63	-34304,36506
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. br'ndsel	18	0	63	0
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	42713556,69	63	266,9597293
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uranmalm	18	118317674,3	63	739,4854642
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	172460326,1	63	1077,877038
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Rt'olie, br'ndsel	18	991639628,2	63	6197,747677
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Opd'mmet vand	17	13018273,15	64	81,36420719
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	19	6120816840	64	38255,10525
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	19	7528680000	64	47054,25
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	39611,94984	65	0,098237636
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	-13304855999	65	-32996,04288
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	10450371654	65	25916,9217
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. slam	24	1178991288	65	2923,898394
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. volumenaffald	24	8994014492	65	22305,15594
050000	Papir til forbr'nding, 1998	Uspec. industriaffald	24	25095600000	65	62237,088
050001	Papir til genbrug, 1998	Rt'olie, br'ndsel	3	13292537179	61	494,9742069
050001	Papir til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	3121075405	61	161,5518567
050001	Papir til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	87290756828	61	881,8496334
050001	Papir til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	885740673	61	9,079975647
050001	Papir til genbrug, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	12	1,69235E+11	61	1569,413311
050001	Papir til genbrug, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	12	2,08161E+11	61	1930,397676
050001	Papir til genbrug, 1998	Fe(jern)	8	800869,9712	62	0,066187618
050001	Papir til genbrug, 1998	Al (aluminium)	10	1127467,524	62	1,701219963
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. vand	14	1,80066E+13	62	44,13427928
050001	Papir til genbrug, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	3006919708	62	10,04311182
050001	Papir til genbrug, 1998	Svovl	15	3291018296	62	12321,57225
050001	Papir til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	17714813,46	63	110,7175841
050001	Papir til genbrug, 1998	Uranmalm	18	72652454,15	63	454,0778384
050001	Papir til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	154493232,5	63	965,5827034
050001	Papir til genbrug, 1998	Rt'olie, br'ndsel	18	558286561,5	63	3489,29101
050001	Papir til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	2182268921	63	13639,18075
050001	Papir til genbrug, 1998	Opd'mmet vand	17	13317141,9	64	83,2321369
050001	Papir til genbrug, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	19	2538517907	64	15865,73692
050001	Papir til genbrug, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	19	3122408250	64	19515,05156
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	24309,54658	65	0,060287676
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	405685103,6	65	1006,099057
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	17122666685	65	42464,21338
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. industriaffald	24	10408027500	65	25811,9082
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. affald	24	42032418750	65	104240,3985
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. volumenaffald	24	50889470677	65	126205,8873
050001	Papir til genbrug, 1998	Uspec. skrotaffald	24	1,28099E+11	65	317685,024
050002	Papir til deponi, 1998	Rt'olie, br'ndsel	3	3570767163	61	132,9646568
050002	Papir til deponi, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	479093597,9	61	24,79865118
050002	Papir til deponi, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	545469036,9	61	5,510568218
050002	Papir til deponi, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	330568983,4	61	3,388755209
050002	Papir til deponi, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	12	63160344000	61	585,7237661
050002	Papir til deponi, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	12	77688000000	61	720,4474368
050002	Papir til deponi, 1998	Fe(jern)	8	238969,8853	62	0,019749583
050002	Papir til deponi, 1998	Al (aluminium)	10	322269,9675	62	0,486268642
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. vand	14	6,38543E+12	62	15,65069062
050002	Papir til deponi, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	1122098842	62	3,747810133
050002	Papir til deponi, 1998	Svovl	15	1228247280	62	4598,557816
050002	Papir til deponi, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	6611379,669	63	41,32112293
050002	Papir til deponi, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	13636725,92	63	85,22953702
050002	Papir til deponi, 1998	Uranmalm	18	18313695,39	63	114,4605962
050002	Papir til deponi, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	23715133,09	63	148,2195818
050002	Papir til deponi, 1998	Rt'olie, br'ndsel	18	149972220,8	63	937,3263803
050002	Papir til deponi, 1998	Opd'mmet vand	17	1558750,581	64	9,742191134
050002	Papir til deponi, 1998	Tr' (bl'dt) TS, br'ndsel	19	947405160	64	5921,28225
050002	Papir til deponi, 1998	Tr' (bl'dt) TS, rtmateriale	19	1165320000	64	7283,25
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	6131,300226	65	0,015205625

050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	98619764,28	65	244,5770154
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	115583429,5	65	286,6469052
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. volumenaffald	24	369762349,3	65	917,0106263
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. industriaffald	24	3884400000	65	9633,312
050002	Papir til deponi, 1998	Uspec. skrotaffald	24	86320000000	65	214073,6
051000	glas i dagrenovation, 1998	Rtølie, br'ndsel	3	9709277970	61	361,5443838
051000	glas i dagrenovation, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	2548640653	61	131,921718
051000	glas i dagrenovation, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	484189452,6	61	4,891494894
051000	glas i dagrenovation, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	312903700,2	61	3,207663444
051000	glas i dagrenovation, 1998	Mn (mangan)	6	114,513	62	0,000766052
051000	glas i dagrenovation, 1998	Fe(jern)	8	655708,1412	62	0,05419077
051000	glas i dagrenovation, 1998	Al (aluminium)	10	1116855,902	62	1,685208235
051000	glas i dagrenovation, 1998	Overfladevand	14	582340,5	62	0
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. vand	14	15603514567	62	0,038244214
051000	glas i dagrenovation, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	20278485388	62	67,7301412
051000	glas i dagrenovation, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	6258074,004	63	39,11296253
051000	glas i dagrenovation, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	12104736,32	63	75,65460197
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uranmalm	18	17493484,36	63	109,3342773
051000	glas i dagrenovation, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	126157712,3	63	788,4857022
051000	glas i dagrenovation, 1998	Rtølie, br'ndsel	18	407789674,7	63	2548,685467
051000	glas i dagrenovation, 1998	Opd'mmet vand	17	1456917,423	64	9,105733894
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	5773,131	65	0,014317365
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	103610245,2	65	256,9534081
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. kemikalieaffald	24	38934,42	65	0,096557362
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. volumenaffald	24	276383605,3	65	685,431341
051000	glas i dagrenovation, 1998	Uspec. skrotaffald	24	23520000000	65	58329,6
051001	flasker til genbrug, 1998	Rtølie, br'ndsel	3	301155191,3	61	11,21411586
051001	flasker til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	929098734,5	61	48,09163705
051001	flasker til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	380924541,1	61	3,848267321
051001	flasker til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	8024249,025	61	0,082258824
051001	flasker til genbrug, 1998	Mn (mangan)	6	2,936625	62	1,9645E-05
051001	flasker til genbrug, 1998	Fe(jern)	8	17502,88665	62	0,00144652
051001	flasker til genbrug, 1998	Al (aluminium)	10	191258,5758	62	0,288587387
051001	flasker til genbrug, 1998	Overfladevand	14	14933,8125	62	0
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. vand	14	440139234,9	62	0,001078781
051001	flasker til genbrug, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	520032236,6	62	1,73690767
051001	flasker til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	160484,9805	63	1,003031128
051001	flasker til genbrug, 1998	Uranmalm	18	448611,1054	63	2,803819409
051001	flasker til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	9523113,527	63	59,51945954
051001	flasker til genbrug, 1998	Rtølie, br'ndsel	18	12648518,03	63	79,0532377
051001	flasker til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	45990387,36	63	287,439921
051001	flasker til genbrug, 1998	Opd'mmet vand	17	42439,56949	64	0,265247309
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	148,048875	65	0,000367161
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	32132149,65	65	79,68773113
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. kemikalieaffald	24	998,4525	65	0,002476162
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. volumenaffald	24	220174950,6	65	546,0338775
051001	flasker til genbrug, 1998	Uspec. skrotaffald	24	573000000	65	1421,04
051002	glassktr til genbrug, 1998	Rtølie, rtmateriale	3	42,60348403	61	1,58643E-06
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. br'ndsel	3	120,0089127	61	4,46877E-06
051002	glassktr til genbrug, 1998	Rtølie, br'ndsel	3	9048225850	61	336,928786
051002	glassktr til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	5	971531204,7	61	50,28800961
051002	glassktr til genbrug, 1998	Stenkul, rtmateriale	9	39798000	61	0,402056907
051002	glassktr til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	9	463513497,3	61	4,682617296
051002	glassktr til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	11	219945275,1	61	2,2547206
051002	glassktr til genbrug, 1998	Mn (mangan)	6	3818,588312	62	0,025545027
051002	glassktr til genbrug, 1998	Fe(jern)	8	720404,1089	62	0,059537545
051002	glassktr til genbrug, 1998	Al (aluminium)	10	782271,2095	62	1,180358076
051002	glassktr til genbrug, 1998	Grundvand	13	11,33202438	62	3,18421E-10
051002	glassktr til genbrug, 1998	Overfladevand	14	62862,98127	62	0
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. vand	14	38222881284	62	0,093684282
051002	glassktr til genbrug, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	2371017010	62	7,919196813
051002	glassktr til genbrug, 1998	Rtølie, rtmateriale	18	1,789346329	63	1,11834E-05
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. br'ndsel	18	5,04239129	63	3,15149E-05
051002	glassktr til genbrug, 1998	Stenkul, rtmateriale	18	994950	63	6,2184375
051002	glassktr til genbrug, 1998	Brunkul, br'ndsel	18	4398905,502	63	27,49315939
051002	glassktr til genbrug, 1998	Stenkul, br'ndsel	18	11587837,43	63	72,42398395
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uranmalm	18	12269301,96	63	76,68313727
051002	glassktr til genbrug, 1998	Naturgas, br'ndsel	18	48090794,63	63	300,5674665
051002	glassktr til genbrug, 1998	Rtølie, br'ndsel	18	380025485,7	63	2375,159286
051002	glassktr til genbrug, 1998	Opd'mmet vand	17	1109520,518	64	6,934503235
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. farligt affald	21	8798,976	65	0,02182146
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	76082358,5	65	188,6842491
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	1,959760265	65	4,86021E-06
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	79436972,29	65	197,0036913
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. slam	24	0,000105121	65	2,607E-10
051002	glassktr til genbrug, 1998	Uspec. kemikalieaffald	24	1302428,337	65	3,230022277

051002	glassk�r til genbrug, 1998	Uspec. industriaffald	24	5922168,894	65	14,68697886
051002	glassk�r til genbrug, 1998	Mineralsk affald	24	17589601,8	65	43,62221246
051002	glassk�r til genbrug, 1998	Uspec. volumenaffald	24	161881581,5	65	401,4663222
051002	glassk�r til genbrug, 1998	Glasaffald	24	1766187000	65	4380,14376
051002	glassk�r til genbrug, 1998	Uspec. skrotaffald	24	6030000000	65	14954,4
051003	indsamlet glas til affald, 1998	R�olie, brændsel	3	528396080	61	19,67588483
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Naturgas, brændsel	5	138701532,2	61	7,179413227
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Stenkul, brændsel	9	26350446,4	61	0,266203804
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Brunkul, brændsel	11	17028772,8	61	0,174566718
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Mn (mangan)	6	6,232	62	4,16899E-05
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Fe(j�rn)	8	35684,7968	62	0,002949158
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Al (aluminium)	10	60781,2736	62	0,091712013
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Overfladevand	14	31692	62	0
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. vand	14	849170860,8	62	0,002081318
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	1103591042	62	3,685994079
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Brunkul, brændsel	18	340575,456	63	2,1285966
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Stenkul, brændsel	18	658761,16	63	4,11725725
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uranmalm	18	952026,3598	63	5,950164749
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Naturgas, brændsel	18	6865725,842	63	42,91078651
051003	indsamlet glas til affald, 1998	R�olie, brændsel	18	22192635,36	63	138,703971
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Opd�mmet vand	17	79288,02302	64	0,495550144
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. radioaktivt affald	22	314,184	65	0,000779176
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. slagge & aske, energi	23	5638652,8	65	13,98385894
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. kemikalieaffald	24	2118,88	65	0,005254822
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. volumenaffald	24	15041284,64	65	37,30238591
051003	indsamlet glas til affald, 1998	Uspec. skrotaffald	24	3200000000	65	7936
052000	glas i dagrenovation, 1995	R�olie, brændsel	3	9677739329	61	360,3699794
052000	glas i dagrenovation, 1995	Naturgas, brændsel	5	2540361906	61	131,4931968
052000	glas i dagrenovation, 1995	Stenkul, brændsel	9	482616660,3	61	4,875605854
052000	glas i dagrenovation, 1995	Brunkul, brændsel	11	311887295,3	61	3,197243993
052000	glas i dagrenovation, 1995	Mn (mangan)	6	114,1410275	62	0,000763564
052000	glas i dagrenovation, 1995	Fe(j�rn)	8	653578,2049	62	0,054014742
052000	glas i dagrenovation, 1995	Al (aluminium)	10	1113228,02	62	1,679734174
052000	glas i dagrenovation, 1995	Overfladevand	14	580448,8838	62	0
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. vand	14	15552829681	62	0,038119986
052000	glas i dagrenovation, 1995	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	20212614798	62	67,51013343
052000	glas i dagrenovation, 1995	Brunkul, brændsel	18	6237745,906	63	38,98591192
052000	glas i dagrenovation, 1995	Stenkul, brændsel	18	12065416,51	63	75,40885318
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uranmalm	18	17436660,29	63	108,9791268
052000	glas i dagrenovation, 1995	Naturgas, brændsel	18	125747914,3	63	785,9244646
052000	glas i dagrenovation, 1995	R�olie, brændsel	18	406465051,8	63	2540,406574
052000	glas i dagrenovation, 1995	Opd�mmet vand	17	1452184,919	64	9,076155745
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. radioaktivt affald	22	5754,378143	65	0,014270858
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. slagge & aske, energi	23	103273688,1	65	256,1187465
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. kemikalieaffald	24	38807,94935	65	0,096243714
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. volumenaffald	24	275485828,6	65	683,2048549
052000	glas i dagrenovation, 1995	Uspec. skrotaffald	24	23443600000	65	58140,128
052001	flasker til genbrug, 1995	R�olie, brændsel	3	283201506,6	61	10,5455745
052001	flasker til genbrug, 1995	Naturgas, brændsel	5	873709532,4	61	45,22460333
052001	flasker til genbrug, 1995	Stenkul, brændsel	9	358215322,4	61	3,618848801
052001	flasker til genbrug, 1995	Brunkul, brændsel	11	7545874,947	61	0,077354877
052001	flasker til genbrug, 1995	Mn (mangan)	6	2,761555	62	1,84738E-05
052001	flasker til genbrug, 1995	Fe(j�rn)	8	16459,43358	62	0,001360284
052001	flasker til genbrug, 1995	Al (aluminium)	10	179856,4939	62	0,271382946
052001	flasker til genbrug, 1995	Overfladevand	14	14043,5175	62	0
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. vand	14	413899869,7	62	0,001014469
052001	flasker til genbrug, 1995	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	489029965,7	62	1,633360086
052001	flasker til genbrug, 1995	Brunkul, brændsel	18	150917,4989	63	0,943234368
052001	flasker til genbrug, 1995	Uranmalm	18	421866,6807	63	2,636666754
052001	flasker til genbrug, 1995	Stenkul, brændsel	18	8955383,059	63	55,97114412
052001	flasker til genbrug, 1995	R�olie, brændsel	18	11894463,28	63	74,34039547
052001	flasker til genbrug, 1995	Naturgas, brændsel	18	43248621,86	63	270,3038866
052001	flasker til genbrug, 1995	Opd�mmet vand	17	39909,48975	64	0,249434311
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. radioaktivt affald	22	139,222785	65	0,000345273
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. slagge & aske, energi	23	30216557,62	65	74,9370629
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. kemikalieaffald	24	938,9287	65	0,002328543
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. volumenaffald	24	207048988,5	65	513,4814914
052001	flasker til genbrug, 1995	Uspec. skrotaffald	24	538840000	65	1336,3232
052002	glassk�r til genbrug, 1995	R�olie, r�materiale	3	36,35073389	61	1,35359E-06
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Uspec. brændsel	3	102,3956643	61	3,81291E-06
052002	glassk�r til genbrug, 1995	R�olie, brændsel	3	7720252404	61	287,4790388
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Naturgas, brændsel	5	828943291,6	61	42,90743108
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Stenkul, r�materiale	9	33957000	61	0,343048555
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Stenkul, brændsel	9	395485397	61	3,995367494
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Brunkul, brændsel	11	187664749,7	61	1,923803895
052002	glassk�r til genbrug, 1995	Mn (mangan)	6	3258,148734	62	0,021795881

052002	glasskþr til genbrug, 1995	Fe(jern)	8	614673,1576	62	0,050799448
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Al (aluminium)	10	667460,2608	62	1,007121443
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Grundvand	13	9,668866569	62	2,71687E-10
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Overfladevand	14	53636,82232	62	0
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. vand	14	32613055424	62	0,079934599
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	2023031926	62	6,756926634
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Rþolie, rþmateriale	18	1,526730823	63	9,54207E-06
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. br'ndsel	18	4,302338837	63	2,68896E-05
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Stenkul, rþmateriale	18	848925	63	5,30578125
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Brunkul, br'ndsel	18	3753294,993	63	23,45809371
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Stenkul, br'ndsel	18	9887134,924	63	61,79459327
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uranmalm	18	10468583,52	63	65,42864698
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Naturgas, br'ndsel	18	41032692,93	63	256,4543308
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Rþolie, br'ndsel	18	324250601	63	2026,566256
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Opd'mmet vand	17	946680,4417	64	5,91675276
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. farligt affald	21	7507,584	65	0,018618808
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. radioaktivt affald	22	64916042,2	65	160,9917847
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	1,672133759	65	4,14689E-06
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. slagge & aske, energi	23	67778312,17	65	168,0902142
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. slæm	24	8,96926E-05	65	2,22438E-10
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. kemikalieaffald	24	1111275,92	65	2,755964281
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. industriaffald	24	5052994,852	65	12,53142723
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Mineralsk affald	24	15008043,33	65	37,21994745
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. volumenaffald	24	138122841,9	65	342,544648
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Glasaffald	24	1506970500	65	3737,28684
052002	glasskþr til genbrug, 1995	Uspec. skrotaffald	24	5145000000	65	12759,6
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Rþolie, br'ndsel	3	1865898658	61	69,48046831
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Naturgas, br'ndsel	5	489789785,4	61	25,35230296
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Stenkul, br'ndsel	9	93050013,85	61	0,940032182
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Brunkul, br'ndsel	11	60132853,95	61	0,616438723
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Mn (mangan)	6	22,00675	62	0,000147217
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Fe(jern)	8	126011,9387	62	0,010414213
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Al (aluminium)	10	214633,8724	62	0,323858045
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Overfladevand	14	111912,375	62	0
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. vand	14	2998634602	62	0,007349653
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	3897055865	62	13,01616659
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Brunkul, br'ndsel	18	1202657,079	63	7,516606744
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Stenkul, br'ndsel	18	2326250,346	63	14,53906466
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uranmalm	18	3361843,083	63	21,01151927
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Naturgas, br'ndsel	18	24244594,38	63	151,5287149
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Rþolie, br'ndsel	18	78367743,62	63	489,7983976
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Opd'mmet vand	17	279985,8313	64	1,749911446
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. radioaktivt affald	22	1109,46225	65	0,002751466
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. slagge & aske, energi	23	19911492,7	65	49,3805019
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. kemikalieaffald	24	7482,295	65	0,018556092
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. volumenaffald	24	53114536,39	65	131,7240502
052003	indsamlet glas til affald, 1995	Uspec. skrotaffald	24	11300000000	65	28024
053000	glas i dagrenovation, 1991	Rþolie, br'ndsel	3	6175629185	61	229,961904
053000	glas i dagrenovation, 1991	Naturgas, br'ndsel	5	1621074157	61	83,90939209
053000	glas i dagrenovation, 1991	Stenkul, br'ndsel	9	307970842,3	61	3,111256956
053000	glas i dagrenovation, 1991	Brunkul, br'ndsel	11	199023782,1	61	2,040248517
053000	glas i dagrenovation, 1991	Mn (mangan)	6	72,8365	62	0,000487251
053000	glas i dagrenovation, 1991	Fe(jern)	8	417066,0626	62	0,034468279
053000	glas i dagrenovation, 1991	Al (aluminium)	10	710381,1352	62	1,07188415
053000	glas i dagrenovation, 1991	Overfladevand	14	370400,25	62	0
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. vand	14	9924684436	62	0,024325402
053000	glas i dagrenovation, 1991	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	12898220298	62	43,0800558
053000	glas i dagrenovation, 1991	Brunkul, br'ndsel	18	3980475,642	63	24,87797276
053000	glas i dagrenovation, 1991	Stenkul, br'ndsel	18	7699271,058	63	48,12044411
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uranmalm	18	11126808,08	63	69,5425505
053000	glas i dagrenovation, 1991	Naturgas, br'ndsel	18	80243170,78	63	501,5198174
053000	glas i dagrenovation, 1991	Rþolie, br'ndsel	18	259376425,8	63	1621,102661
053000	glas i dagrenovation, 1991	Opd'mmet vand	17	926678,7691	64	5,791742307
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. radioaktivt affald	22	3672,0255	65	0,009106623
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. slagge & aske, energi	23	65901754,6	65	163,4363514
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. kemikalieaffald	24	24764,41	65	0,061415737
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. volumenaffald	24	175795014,2	65	435,9716353
053000	glas i dagrenovation, 1991	Uspec. skrotaffald	24	14960000000	65	37100,8
053001	Flasker til genbrug, 1991	Rþolie, br'ndsel	3	224946635	61	8,376337847
053001	Flasker til genbrug, 1991	Naturgas, br'ndsel	5	693986489,3	61	35,92185106
053001	Flasker til genbrug, 1991	Stenkul, br'ndsel	9	284530023,7	61	2,874447493
053001	Flasker til genbrug, 1991	Brunkul, br'ndsel	11	5993679,9	61	0,061442891
053001	Flasker til genbrug, 1991	Mn (mangan)	6	2,1935	62	1,46738E-05
053001	Flasker til genbrug, 1991	Fe(jern)	8	13073,7094	62	0,001080472
053001	Flasker til genbrug, 1991	Al (aluminium)	10	142859,8088	62	0,215559165
053001	Flasker til genbrug, 1991	Overfladevand	14	11154,75	62	0

053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. vand	14	328760196,4	62	0,000805791
053001	Flasker til genbrug, 1991	Calciumcarbonat (CaCO ₃)	15	388435946,4	62	1,297376061
053001	Flasker til genbrug, 1991	Brunkul, br'ndsel	18	119873,598	63	0,749209988
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uranmalm	18	335088,2253	63	2,094301408
053001	Flasker til genbrug, 1991	Stenkul, br'ndsel	18	7113250,593	63	44,4578162
053001	Flasker til genbrug, 1991	Rt'olie, br'ndsel	18	9447758,67	63	59,04849169
053001	Flasker til genbrug, 1991	Naturgas, br'ndsel	18	34352331,22	63	214,7020701
053001	Flasker til genbrug, 1991	Opd'mmet vand	17	31700,06238	64	0,19812539
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. radioaktivt affald	22	110,5845	65	0,00027425
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. slagge & aske, energi	23	24000977,4	65	59,52242395
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. kemikalieaffald	24	745,79	65	0,001849559
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. volumenaffald	24	164458776,4	65	407,8577654
053001	Flasker til genbrug, 1991	Uspec. skrotaffald	24	428000000	65	1061,44
053002	glassktr til genbrug, 1991	Rt'olie, rt'materiale	3	35,18496691	61	1,31018E-06
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. br'ndsel	3	99,11183834	61	3,69063E-06
053002	glassktr til genbrug, 1991	Rt'olie, br'ndsel	3	7472664135	61	278,2595944
053002	glassktr til genbrug, 1991	Naturgas, br'ndsel	5	802359104,4	61	41,53139102
053002	glassktr til genbrug, 1991	Stenkul, rt'materiale	9	32868000	61	0,332046998
053002	glassktr til genbrug, 1991	Stenkul, br'ndsel	9	382802191,8	61	3,867236175
053002	glassktr til genbrug, 1991	Brunkul, br'ndsel	11	181646346,6	61	1,86210756
053002	glassktr til genbrug, 1991	Mn (mangan)	6	3153,659999	62	0,021096888
053002	glassktr til genbrug, 1991	Fe(jern)	8	594960,6074	62	0,049170311
053002	glassktr til genbrug, 1991	Al (aluminium)	10	646054,8297	62	0,974823088
053002	glassktr til genbrug, 1991	Grundvand	13	9,3587863	62	2,62974E-10
053002	glassktr til genbrug, 1991	Overfladevand	14	51916,691	62	0
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. vand	14	31567155687	62	0,077371099
053002	glassktr til genbrug, 1991	Calciumcarbonat (CaCO ₃)	15	1958153351	62	6,540232194
053002	glassktr til genbrug, 1991	Rt'olie, rt'materiale	18	1,47776861	63	9,23605E-06
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. br'ndsel	18	4,164362956	63	2,60273E-05
053002	glassktr til genbrug, 1991	Stenkul, rt'materiale	18	821700	63	5,135625
053002	glassktr til genbrug, 1991	Brunkul, br'ndsel	18	3632926,932	63	22,70579333
053002	glassktr til genbrug, 1991	Stenkul, br'ndsel	18	9570054,795	63	59,81284247
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uranmalm	18	10132856,35	63	63,33035218
053002	glassktr til genbrug, 1991	Naturgas, br'ndsel	18	39716775,67	63	248,2298479
053002	glassktr til genbrug, 1991	Rt'olie, br'ndsel	18	313851893,7	63	1961,574335
053002	glassktr til genbrug, 1991	Opd'mmet vand	17	916320,4275	64	5,727002672
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. farligt affald	21	7266,816	65	0,018021704
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. radioaktivt affald	22	62834186,62	65	155,8287828
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	1,618508478	65	4,0139E-06
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. slagge & aske, energi	23	65604663,68	65	162,6995659
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. slam	24	8,68162E-05	65	2,15304E-10
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. kemikalieaffald	24	1075637,333	65	2,667580587
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. industriaffald	24	4890945,455	65	12,12954473
053002	glassktr til genbrug, 1991	Mineralsk affald	24	14526735,82	65	36,02630482
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. volumenaffald	24	133693246,4	65	331,5592511
053002	glassktr til genbrug, 1991	Glasaffald	24	1458642000	65	3617,43216
053002	glassktr til genbrug, 1991	Uspec. skrotaffald	24	4980000000	65	12350,4
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Rt'olie, br'ndsel	3	3302475500	61	122,9742802
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Naturgas, br'ndsel	5	866884576	61	44,87133267
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Stenkul, br'ndsel	9	164690290	61	1,663773773
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Brunkul, br'ndsel	11	106429830	61	1,091041988
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Mn (mangan)	6	38,95	62	0,000260562
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Fe(jern)	8	223029,98	62	0,018432235
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Al (aluminium)	10	379882,96	62	0,57320008
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Overfladevand	14	198075	62	0
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. vand	14	5307317880	62	0,013008236
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Calciumcarbonat (CaCO ₃)	15	6897444010	62	23,03746299
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Brunkul, br'ndsel	18	2128596,6	63	13,30372875
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Stenkul, br'ndsel	18	4117257,25	63	25,73285781
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uranmalm	18	5950164,749	63	37,18852968
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Naturgas, br'ndsel	18	42910786,51	63	268,1924157
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Rt'olie, br'ndsel	18	138703971	63	866,8998188
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Opd'mmet vand	17	495550,1439	64	3,097188399
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. radioaktivt affald	22	1963,65	65	0,004869852
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. slagge & aske, energi	23	35241580	65	87,3991184
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. kemikalieaffald	24	13243	65	0,03284264
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. volumenaffald	24	94008029	65	233,1399119
053003	indsamlet glas til affald, 1991	Uspec. skrotaffald	24	20000000000	65	49600
056201	aluminium til genbrug, 1994	Rt'olie, br'ndsel	3	5206990168	61	193,8926929
056201	aluminium til genbrug, 1994	Naturgas, br'ndsel	5	375386102,4	61	19,43058528
056201	aluminium til genbrug, 1994	Stenkul, br'ndsel	9	1565127365	61	15,8116053
056201	aluminium til genbrug, 1994	Fe(jern)	8	349082,9102	62	0,028849835
056201	aluminium til genbrug, 1994	Al (aluminium)	10	407343,2274	62	0,614634493
056201	aluminium til genbrug, 1994	Uspec. vand	14	10384412222	62	0,025452194
056201	aluminium til genbrug, 1994	Calciumcarbonat (CaCO ₃)	15	698165,8204	62	0,002331874
056201	aluminium til genbrug, 1994	Naturgas, br'ndsel	18	18581612,07	63	116,1350754

056201	aluminium til genbrug, 1994	Stenkul, br'ndsel	18	39128184,13	63	244,5511508
056201	aluminium til genbrug, 1994	Rt'olie, br'ndsel	18	218693587,1	63	1366,834919
056201	aluminium til genbrug, 1994	Opd'mmet vand	17	593863,3412	64	3,711645883
056201	aluminium til genbrug, 1994	Uspec. st'v m. tungmetal	21	131943000	65	327,21864
056201	aluminium til genbrug, 1994	Al (aluminium)	21	139050000	65	344,844
056201	aluminium til genbrug, 1994	Fe (jern)	21	207030000	65	513,4344
056201	aluminium til genbrug, 1994	Aluminiumoxid (Al2O3)	21	1300890000	65	3226,2072
056201	aluminium til genbrug, 1994	Uspec. slagge & aske, energi	23	135439102,2	65	335,8889735
056201	aluminium til genbrug, 1994	Uspec. salt	24	3460800000	65	8582,784
056201	aluminium til genbrug, 1994	Uspec. volumenaffald	24	5854788820	65	14519,87627
056202	aluminium til deponi, 1994	Rt'olie, br'ndsel	3	4400000000	61	163,8428
056202	aluminium til deponi, 1994	Naturgas, br'ndsel	5	1550000000	61	80,23048
056202	aluminium til deponi, 1994	Stenkul, br'ndsel	9	6000000000	61	60,61464
056202	aluminium til deponi, 1994	Brunkul, br'ndsel	11	5500000000	61	56,38204
056202	aluminium til deponi, 1994	Fe(jern)	8	30500000	62	2,520661825
056202	aluminium til deponi, 1994	Al (aluminium)	10	5000399400	62	7545,032649
056202	aluminium til deponi, 1994	Overfladevand	14	0	62	0
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. vand	14	43075000000	62	0,105576825
056202	aluminium til deponi, 1994	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	850000000	62	2,839
056202	aluminium til deponi, 1994	Uranmalm	18	38002850	63	237,5178125
056202	aluminium til deponi, 1994	Naturgas, br'ndsel	18	76725000	63	479,53125
056202	aluminium til deponi, 1994	Brunkul, br'ndsel	18	110000000	63	687,5
056202	aluminium til deponi, 1994	Stenkul, br'ndsel	18	150000000	63	937,5
056202	aluminium til deponi, 1994	Rt'olie, br'ndsel	18	184800000	63	1155
056202	aluminium til deponi, 1994	Opd'mmet vand	17	200640000	64	1254
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. farligt affald	21	39050000	65	96,844
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. radioaktivt affald	22	273500	65	0,67828
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	10500000	65	26,04
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. slagge & aske, energi	23	1325000000	65	3286
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. volumenaffald	24	3120000000	65	7737,6
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. skrotaffald	24	5000000000	65	12400
056202	aluminium til deponi, 1994	Uspec. bauxitaffald	24	5900000000	65	14632
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Rt'olie, br'ndsel	3	8624000000	61	321,131888
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Naturgas, br'ndsel	5	3038000000	61	157,2517408
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Stenkul, br'ndsel	9	7595000000	61	76,7280318
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Brunkul, br'ndsel	11	10780000000	61	110,5087984
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Fe(jern)	8	59780000	62	4,940497177
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Al (aluminium)	10	9800782824	62	14788,26399
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Overfladevand	14	0	62	0
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. vand	14	84427000000	62	0,206930577
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Calciumcarbonat (CaCO3)	15	1666000000	62	5,56444
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uranmalm	18	74485586	63	465,5349125
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Naturgas, br'ndsel	18	150381000	63	939,88125
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Stenkul, br'ndsel	18	189875000	63	1186,71875
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Brunkul, br'ndsel	18	215600000	63	1347,5
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Rt'olie, br'ndsel	18	362208000	63	2263,8
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Opd'mmet vand	17	393254400	64	2457,84
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. farligt affald	21	76538000	65	189,81424
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Aluminiumoxid (Al2O3)	21	7448000000	65	18471,04
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. radioaktivt affald	22	536060	65	1,3294288
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. slagge & aske, forbr.	23	20580000	65	51,0384
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. slagge & aske, energi	23	2547020000	65	6316,6096
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. volumenaffald	24	6115200000	65	15165,696
056203	aluminium til forbr'nding, 1994	Uspec. bauxitaffald	24	11564000000	65	28678,72