

MILJØ- OG  
RESSURSVURDERING AV  
PLASTFLASKE FOR  
NÆRINGSMIDLER. ULIKE  
SCENARIER AV LIVSLØPET  
FRA HUSHOLDNING TIL  
AVHENDING.

**Lars von Krogh  
Hanne Lerche Raadal  
Ole Jørgen Hanssen**

**Stiftelsen Østfoldforskning  
OR 33.01  
September 2001**

# RAPPORTFORSIDE

<b>Rapportnr:</b> OR 33.01	<b>ISBN nr:</b> <b>ISSN nr:</b> 0803-6659	<b>Rapporttype:</b> Oppdragsrapport Åpen
<b>Rapporttittel:</b> Miljø- og ressursvurdering av plastflaske for næringsmidler. Ulike scenarier av livsløpet fra husholdning til avhending.		<b>Forfatter(e):</b> Lars von Krogh Hanne Lerche Raadal Ole Jørgen Hanssen
<b>Prosjektnummer:</b> 222920	<b>Prosjekttittel:</b> Plastflaske for næringsmidler	
<b>Oppdragsgiver(e):</b> Stabburet AS og Plastretur AS		
<b>Oppdragsgivers referanse:</b> Ole-Petter Trovaag og Peter Sundt		
<b>Resymè:</b> Rapporten sammenligner tre ulike alternative behandlingssløsninger for brukte, innsamlede plastflasker for næringsmidler, inkludert organiske rester. Disse er materialgjenvinning, energigjenvinning og deponering.  Resultatene viser at under de gitte forutsetningene er det scenariet for materialgjenvinning som gir klart best netto miljønytte i forhold til alternativene energigjenvinning og deponering. Årsaken til dette er først og fremst fordelene man oppnår ved råvareerstatning.  Likevel: man bør være varsom med å konkludere bastant med det ene eller det andre alternativet. Det er tildels usikre forutsetninger lagt til grunn for analysene, og alternativet for materialgjenvinning er kanskje ikke gjennomførbart i praksis, men skisserer bare den potensielle miljøeffekten dersom man kan oppnå 100% materialgjenvinning.		
<b>Emneord:</b> <ul style="list-style-type: none"><li>• LCA – metodikk</li><li>• Systemteknikk</li><li>• Avhendingsscenarier</li></ul>	<b>Tilgjengelighet:</b>  <b>Denne side: Åpen</b>  <b>Denne rapport: Åpen</b>	<b>Antall sider</b> <b>inkl. bilag: 19</b>
<b>Godkjent</b> <b>Dato: 09.11.01</b>		
_____ <b>Prosjektleder</b> (sign)	_____ <b>Instituttleder</b> (sign)	

<b>1. BAKGRUNN.....</b>	<b>4</b>
<b>2. FORMÅL MED STUDIEN.....</b>	<b>4</b>
<b>3. LCA METODIKK .....</b>	<b>4</b>
3.1 BESKRIVELSE AV SYSTEMENE.....	4
3.2 FUNKSJONELL ENHET .....	6
3.3 DATAGRUNNLAG .....	6
3.4 MILJØPÅVIRKNINGER .....	6
<b>4. RESULTATER.....</b>	<b>7</b>
4.1 DRIVHUSEFFEKT .....	8
4.2 OVERGJØDSLING .....	9
4.3 FORSURING .....	10
4.4 FOTOKJEMISK OKSIDASJON (POCP).....	11
4.5 PRIMÆR ENERGI FORBRUK.....	12
4.6 SAMMENLIGNING .....	13
<b>5. KONKLUSJONER .....</b>	<b>14</b>
<b>REFERANSER.....</b>	<b>15</b>
<b>VEDLEGG 1 .....</b>	<b>16</b>

## **1. BAKGRUNN**

Tidligere har Stiftelsen Østfoldforskning (STØ) gjennomført studiene »Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet ved innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall» (OR 17.99), samt »Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av deponering, forbrenning og gjenvinning av plasemballasjeavfall» (OR 45.99). I begge studiene ble det benyttet livsløpsvurderinger som systemanalyseverktøy for å beregne netto miljønytte ved behandling av plastemballasjeavfall.

Stabburet AS og Plastretur AS har sammen ønsket å gjennomføre miljø- og ressursvurderinger av en plastflaske for næringsmidler, som et eksempel på et plastprodukt fra husholdningen. Prosjektet er utarbeidet i tilknytning til en studie av innsamling og gjenvinning av plastemballasje fra husholdninger i Hamar-regionen, som STØ har gjennomført i samme tidsrom.

## **2. FORMÅL MED STUDIEN**

Formålet med studien er å synliggjøre og vurdere miljøeffektene fra ulike behandlingsalternativer for en plastflaske for næringsmidler fra den genereres til avfall i husholdning til den blir avhendet. De ulike alternative scenariene som er vurdert er deponering, energigjenvinning og materialgjenvinning. Resultatene fra analysene skal bidra til at emballasjeproducent og returselskap får et mer helhetlig grunnlag for å velge de beste behandlingsmetodene for denne type plastemballasjeavfall.

## **3. LCA METODIKK**

Analysene er utført med bakgrunn i livssyklusmetodikk (i henhold til ISO 14040-43) og systemteknikk. Livssyklusverktøyet LCA Inventory Tool er benyttet i analysene. Det henvises til generell LCA-litteratur for nærmere beskrivelse av metodikken.

### **3.1 BESKRIVELSE AV SYSTEMENE**

Aktivitetene i de analyserte systemene tilsvarende aktivitetene i Hamar-regionen slik de er beskrevet i rapporten «Samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i Hamar- og Drammensregionen» (OR 24.01). For material- og energigjenvinnings-alternativene er det tatt utgangspunkt i kildesorteringssystemet for 2001, som er et hentesystem for avfall, hvor både plastavfall og restavfall hentes hver 4. uke i tokamret biler.

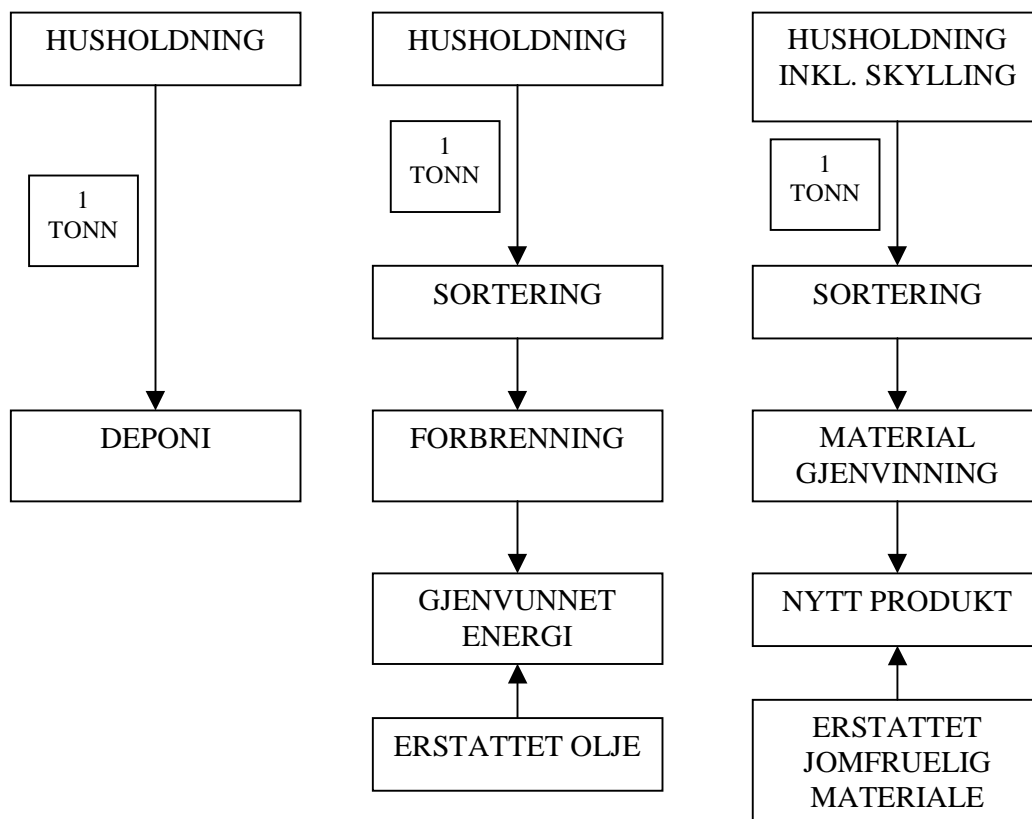
For deponialternativet forutsettes at plastflaskene som oppstår i husholdningene leveres i restavfallsordningen og blir deretter deponert på Heggvin fyllplass i Hamar. Det er forutsatt at flaskene ikke blir rengjort.

For materialgjenvinningsalternativet forutsettes at plastflaskene skylles i husholdningene, slik at alle rester i flasken skylles bort, og at flaskene blir fanget opp av kildesorteringssystemet og utsortert med et potensial på 100% materialgjenvinning. Det ansees ikke som realistisk å oppnå en materialgjenvinning på 100% av oppstått avfall i husholdningene, men alternativet belyser potensialet for miljønytte ved høy grad av materialgjenvinning.

Det forutsettes at ved bruk av mer tid og ressurser kan man oppnå en sorteringsgrad opp mot 100%. Dette er lagt til grunn i analysene for materialgjenvinningsalternativet. Økt tidsbruk i sorteringsprosessen har liten effekt på miljø. Dersom samfunnsøkonomiske vurderinger skal gjøres, bør derimot forutsetningene vurderes grundigere, da økt tidsbruk i sorteringsanlegget vil påvirke samfunnsøkonomisk effektivitet.

For alternativet med energigjenvinning forutsettes at flaskene ikke skylles i husholdningene. Innsamlingen berøres ikke av at rester fra næringsmidler ligger igjen i flaskene da dette ikke medfører økt behov for volum, og bilene er i første rekke volumbegrenset. Det forutsettes minimalt tidsbruk i finsorteringsanlegget, da flaskene her bare blir liggende på samlebandet i sorteringsprosessen.

De 3 utførte analysene omfatter alle aktivitetene fra husholdning hvor plastflaskene (inkludert næringsmiddelrester) oppstår som avfall og til avhending av avfallet ved enten deponering, energigjenvinning eller materialgjenvinning. De tre scenariene er skissert i figur 1 under.



**Figur 1: 3 ulike scenarier for behandling av 1 tonn plastflasker inkludert næringsmiddelrester.**

### 3.2 FUNKSJONELL ENHET

Den funksjonelle enheten for hver analyse er *behandling av 1 tonn innsamlede plastflasker for næringsmidler, inkludert næringsmiddelrester i flaskene*<sup>1</sup>.

### 3.3 DATAGRUNNLAG

Data som er brukt i analysene er basert på avfallssystemet i Hamar-regionen slik det er beskrevet i *Miljø- og samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i Hamar- og Drammensregionen, OR 24.01*. Relevante data er hentet dels fra Stabburet AS og dels fra rapporten *Miljø- og ressursanalyse av emballaseløsninger for Stabburet ASA, OR 29.99*. I tillegg er det brukt litteraturdata for å beregne aktuelle miljøeffekter fra næringsmiddelets innhold av organisk materiale. Det er forutsatt at hele flasken som behandles består av HDPE. Det er videre forutsatt at 7% av næringsmidlene i flasken blir liggende igjen i emballasjen etter bruk.

Utslipp knyttet til avfallshåndtering av næringsmiddelrester som er medregnet i analysene er listet i tabellen under.

**Tabell 1: Medregnete utslipp fra avfallshåndtering av næringsmiddelrester.**

Utslipp	Deponering	Materialgjenvinning	Energigjenvinning
Metan	X		
CO <sub>2</sub> (Bio- CO <sub>2</sub> )*	X		X
KOF		X	

\* Ved forbrenning av næringsmiddelrestene, er det antatt at alle restene i plastflaskene omdannes til CO<sub>2</sub>. Da dette er CO<sub>2</sub> av biologisk opprinnelse, ekskluderes dette fra det totale CO<sub>2</sub>-regnskapet i analysene. Ingen andre utslipp fra næringsmiddelrestene er tatt med. CO<sub>2</sub>-utslipp fra deponering av næringsmiddelrester er også bio-CO<sub>2</sub> og ekskluderes fra det totale CO<sub>2</sub>-regnskapet.

### 3.4 MILJØPÅVIRKNINGER

Analysene inkluderer en rekke miljøpåvirkninger. Følgende utvalgte miljøpåvirkningskategorier presenteres under egne delkapitler senere:

- Global klimaendring/drivhuseffekt.
- Overgjødsling.
- Forsuring.
- Fotokjemisk oksidasjon (POCP).
- Primær energi forbruk

<sup>1</sup> Det er lagt til grunn at plastdelen utgjør 57% og næringsmiddelrester utgjør 43% (vektprosent) i den funksjonelle enhet (1 tonn), basert på resultater fra *Miljø- og ressursanalyse av emballaseløsninger for Stabburet ASA, OR 29.99*.

Tabell 2 under beskriver noen av de ulike kategoriene.

**Tabell 2: Ulike utslipps bidrag til potensielle miljøpåvirkninger og de effekter disse kan gi.**

Utslipp	Kategori for miljø-påvirkninger	Potensielle miljøeffekter dette kan føre til
CO <sub>2</sub> -utslipp N <sub>2</sub> O-utslipp CH <sub>4</sub> -utslipp CF <sub>4</sub> /C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	Global klimaendring/ drivhuseffekt	Temperaturøkning i atmosfæren (drivhuseffekt og klimaendring). Dette vil kunne gi alvorlige konsekvenser for økosystemet.
SO <sub>2</sub> -utslipp HCl-utslipp NO <sub>x</sub> -utslipp	Forsuring	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsning av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse
VOC-utslipp CO-utslipp NO <sub>x</sub> -utslipp	Fotokjemisk oksidasjon	Bakkenær ozondannelse, akutt toksisk effekt, negativ effekt på fotosyntese.
Tot N, vann Tot P, vann BOD <sub>5</sub>	Overgjødsling	Lokale gjengroingseffekter ved økt algevekst.

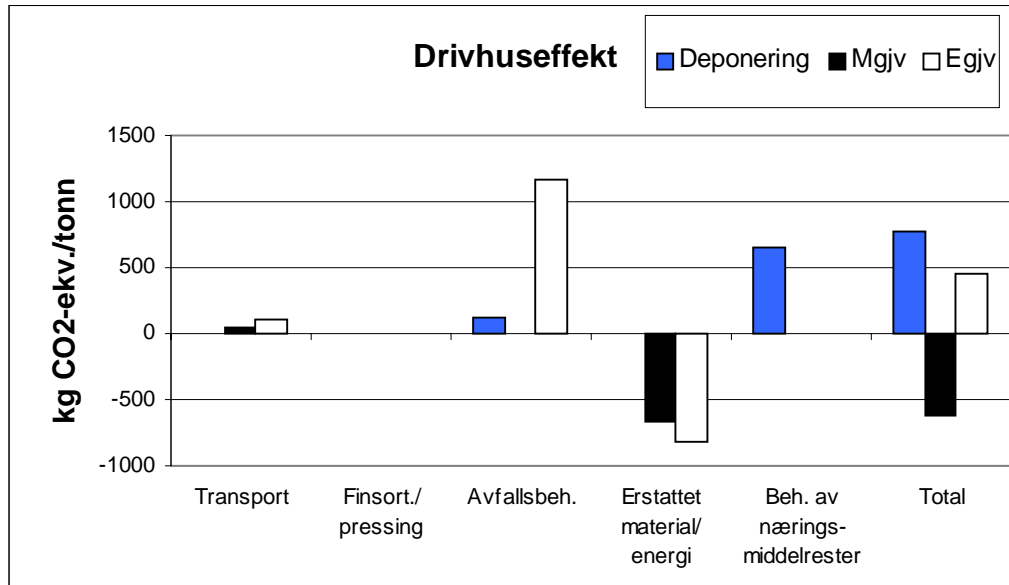
#### 4. RESULTATER

De utvalgte miljøpåvirkningskategoriene presenteres for følgende livsløpstrinn i plastflaskens totale livsløp:

Aktivitet	Beskrivelse
<b>Transport</b>	Alt transportarbeid som utføres for å forflytte plasten.
<b>Finsort./ pressing</b>	Miljøbelastninger knyttet til finsortering og pressing ved de relevante alternativene (gjelder material- og energigjenvinning).
<b>Avfallsbehandling</b>	Miljøbelastninger knyttet til de ulike håndteringsalternativene materialgjenvinning, energigjenvinning og deponering av plastflasken med næringsmiddelrester.
<b>Unngått jomfruelig (Erstattet material)</b>	Kreditering av miljøbelastninger knyttet til utvinning og transport av jomfruelig plast frem til emballasjeproducent, tilsvarende den mengde som blir materialgjenvunnet.
<b>Unngått olje (Erstattet energi)</b>	Kreditering av miljøbelastninger knyttet til utvinning og bruk av olje som forutsettes erstattes ved energigjenvinning.
<b>Beh. av næringsmiddelrester</b>	Miljøbelastninger knyttet til behandling og utslipp av næringsmiddelrester. CO <sub>2</sub> -utslipp regnes ikke med i analysene da dette regnes som biologisk CO <sub>2</sub> . Utslipp fra næringsmiddelet er beregnet ved grove estimater for metan (til luft) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) (til vann).
<b>Total</b>	Total netto miljøbelastning/nytte for de ulike håndteringsalternativene.

## 4.1 DRIVHUSEFFEKT

Figur 2 viser bidrag til drivhuseffekt i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn avfall (plastemballasje pluss næringsmiddelrester) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.



**Figur 2: Drivhuseffekt for de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

Figuren viser at materialgjenvinning medfører netto miljønytte, mens energigjenvinning og deponering gir netto miljøbelastning. Årsaken til at materialgjenvinning gir best resultat er fordelene man oppnår ved råvareerstatningen vist ved erstattet materiale, i tillegg til at det er betydelig lavere utslipp forbundet med prosess for materialgjenvinning enn ved forbrenning.

Deponering kommer dårligst ut først og fremst på grunn av relativt store metanutslipp fra nedbrytning av organisk materiale fra næringsmiddelrestene.

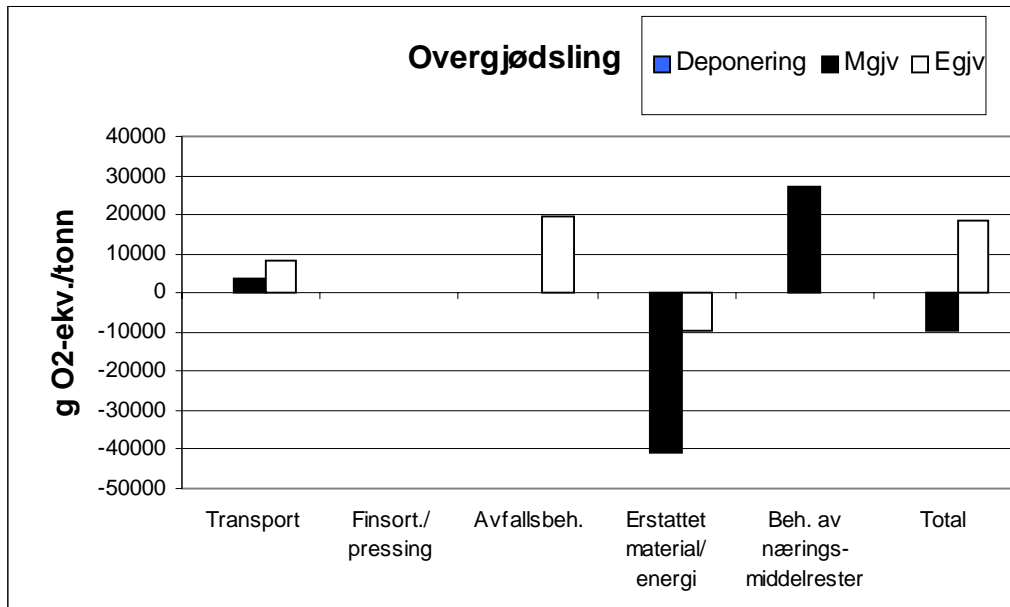
CO<sub>2</sub>-utslipp fra forbrenning og deponering av næringsmiddelrestene er utelatt fra analysene da dette er CO<sub>2</sub> fra biologisk materiale.

I tillegg sees at transport og finsortering/pressing bidrar i svært liten grad til drivhuseffekt.



## 4.2 OVERGJØDSLING

Figur 3 viser bidrag til overgjødning (eutrofiering) i g O<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn avfall (plastemballasje pluss næringsmiddelrester) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.



**Figur 3: Overgjødning for de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

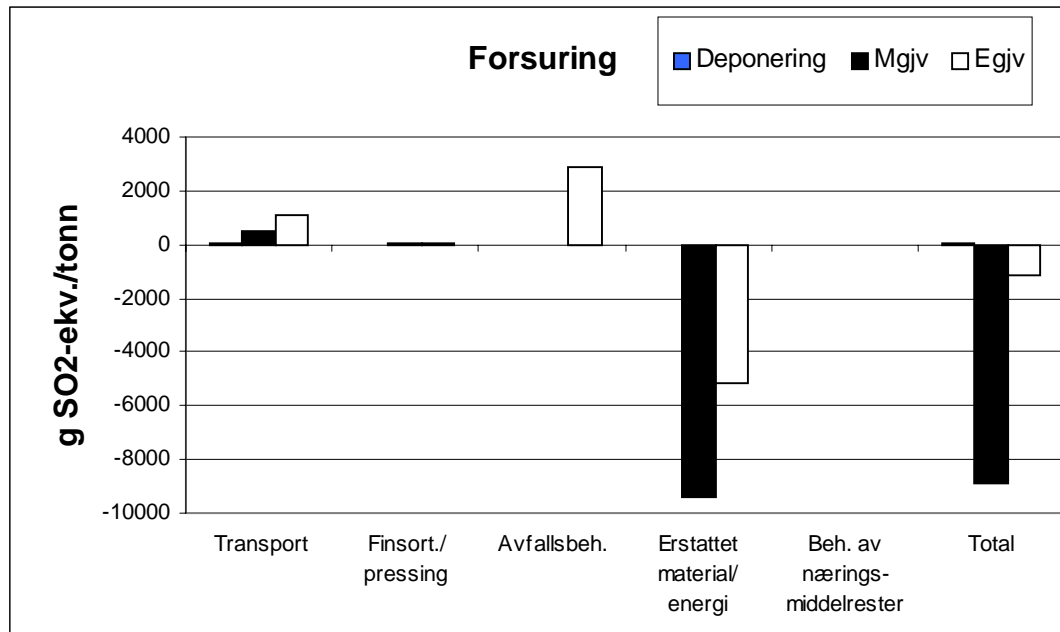
Figuren viser at materialgjenvinning gir størst miljønytte vedrørende overgjødning sammenlignet med deponering og energigjenvinning. Årsaken til at materialgjenvinning gir best resultat er fordelene man oppnår ved råvareerstatningen vist ved erstattet materiale. Det er antatt at alle næringsmiddelrester blir vasket ut i husholdningene, og bidraget dette gir til kjemisk oksygenforbruk (KOF) er beregnet med grove estimater. Det er videre antatt at det organiske materialet renses med en rensesgrad på 81% (Heggvin renseanlegg).

Energigjenvinning gir dårligst resultat med hensyn til overgjødning. Årsakene til dette er først og fremst at bidraget fra avfallsforbrenningen er nesten dobbelt så stort som "unngått bidrag" fra erstattet energi.

Deponering gir tilnærmet verken netto miljønytte eller miljøbelastning. Ved deponering av næringsmiddelrestene er det antatt at det organiske materialet brytes ned og omdannes til CO<sub>2</sub> og metangass.

### 4.3 FORSURING

Figur 4 viser bidrag til forsuring i g SO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn avfall (plastemballasje pluss næringsmiddelrester) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.

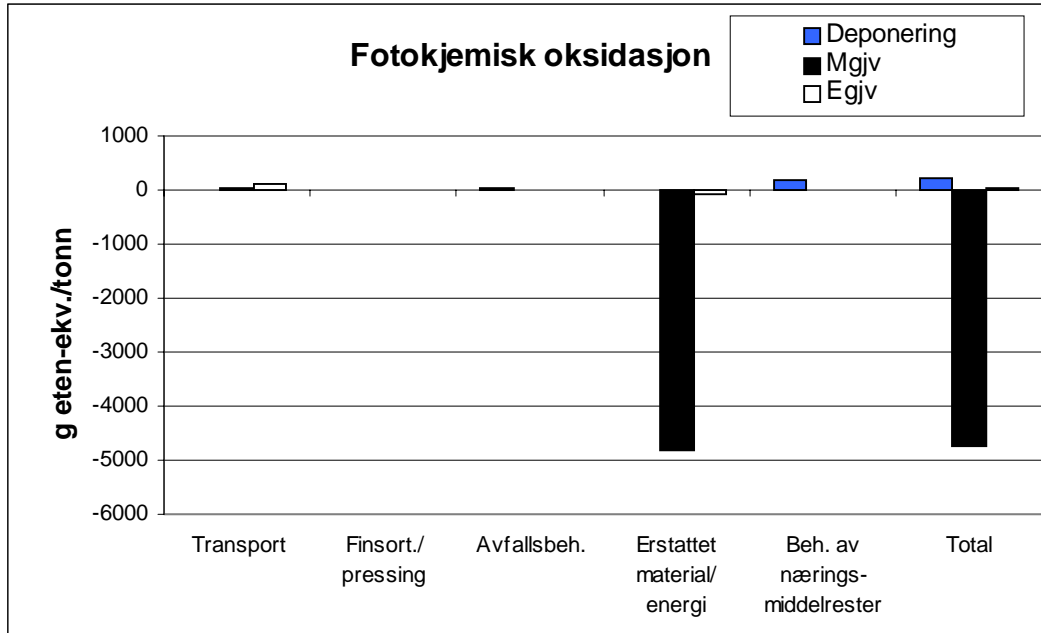


**Figur 4: Forsuring for de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

Figuren viser at materialgjenvinning har størst netto miljønytte vedrørende forsuring i forhold til deponering og energigjenvinning. Årsaken til at materialgjenvinning gir best resultat er fordelene man oppnår ved råvareerstatningen vist ved erstattet materiale, samt at det er betydelig lavere forsuringseffekter fra materialgjenvinningsprosessen enn ved forbrenning.

#### 4.4 FOTOKJEMISK OKSIDASJON (POCP)

Figur 5 viser bidrag til fotokjemisk oksidasjon i g eten-ekvivalenter per tonn avfall (plastemballasje pluss næringsmiddelrester) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.

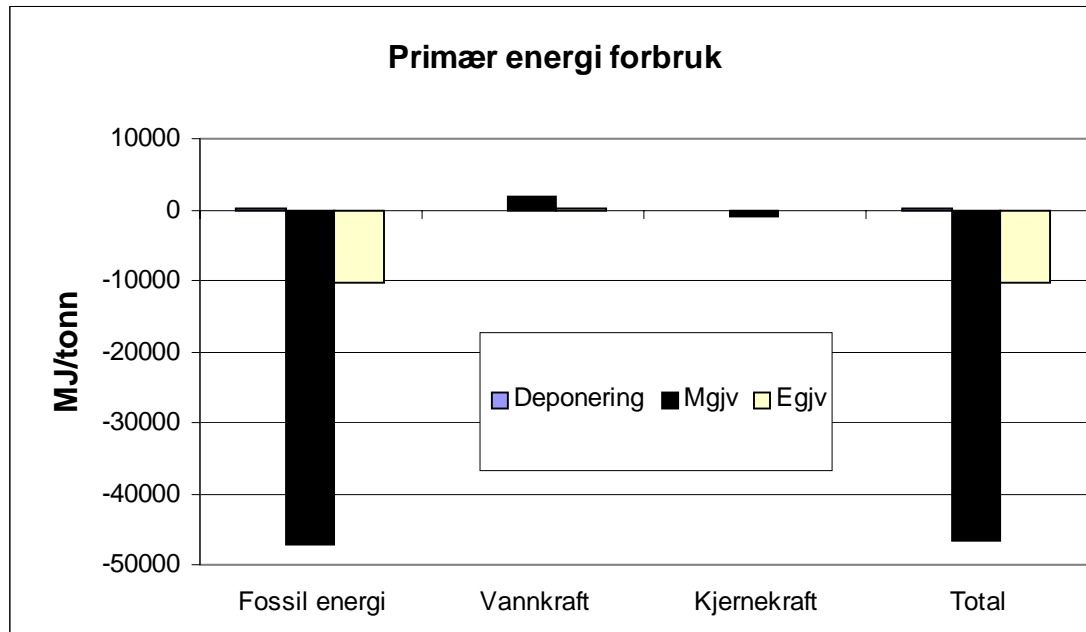


**Figur 5: Forsuring for de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

Figuren viser at ved materialgjenvinning oppnås best netto miljønytte i forhold til deponering og energigjenvinning. Årsaken til dette er først og fremst fordelene man oppnår ved råvareerstatningen vist ved erstattet materiale.

## 4.5 PRIMÆR ENERGI FORBRUK

Figur 6 viser primær energi forbruk i MJ per tonn avfall (plastemballasje pluss næringsmiddelrester) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.



**Figur 6: Primær energi forbruk for de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

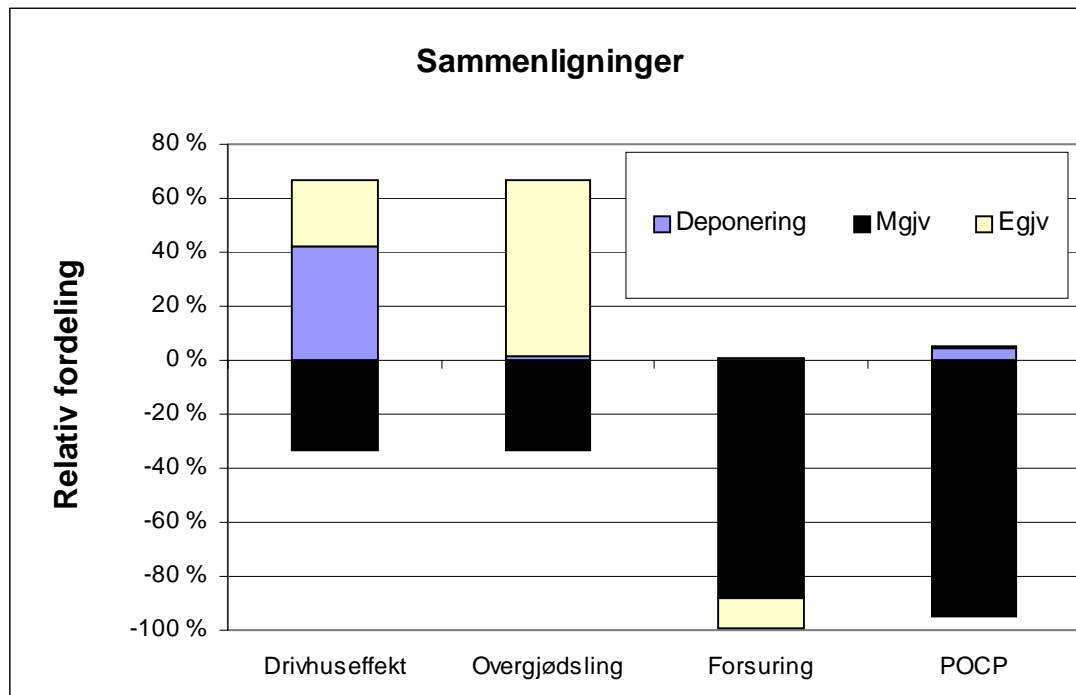
Figuren viser at ved materialgjenvinning oppnås best netto miljønytte i forhold til deponering og energigjenvinning. Årsaken til dette er først og fremst fordelene man oppnår ved å unngå å bruke fossil energi i råvareproduksjon. Vannkraft og kjernekraft utgjør bare en liten del av energiregnskapet. Kjernekraft stammer fra elektrisitet i Sverige, som ville blitt brukt i produksjon fra jomfruelig materiale (råvareproduksjon).

Energigjenvinning gir også netto miljønytte, men betydelig lavere enn ved materialgjenvinning. Miljønyttens skyldes først og fremst fordelene man oppnår ved erstatning av olje som energibærer, og gjør seg utslag i spart (negativ) bruk av fossil energi.

Deponeringsalternativet fører til en liten miljøbelastning ved bruk av fossil energi.

## 4.6 SAMMENLIGNING

Figur 6 sammenligner bidrag til drivhuseffekt, overgjødning, forsuring og fotokjemisk oksidasjon (POCP) ved de ulike behandlingsalternativene deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.



**Figur 6: De ulike miljøeffektkategoriene sett i sammenheng med hverandre og med relativ %-vis fordeling av deponering, materialgjenvinning og energigjenvinning.**

Figuren viser at alternativet for materialgjenvinning bidrar til størst netto miljønytte ved alle miljøpåvirkningskategoriene. Dette sees ved at bidraget fra materialgjenvinning for alle kategoriene er negative.

Alternativet med energigjenvinning bidrar til netto miljønytte kun ved forsuring. Ved de andre miljøpåvirkningene er alternativet med energigjenvinning miljøbelastende, særlig for overgjødning og drivhuseffekt.

Deponering er miljøbelastende for alle miljøeffektkategorier, men klart mest for drivhuseffekt.

## 5. KONKLUSJONER

Resultatene viser at under de gitte forutsetningene gir scenariet med materialgjenvinning klart best netto miljønytte i forhold til alternativene energigjenvinning og deponering. Årsaken til dette er først og fremst fordelene man oppnår ved råvareerstatning.

Energigjenvinning gir også netto miljønytte ved flere av effektkategoriene, men betydelig lavere enn materialgjenvinning. Miljønyttene ved energigjenvinning skyldes først og fremst fordelene man oppnår ved erstatning av olje som energibærer.

Resultatene viser at deponering er det klart dårligste alternativet for behandling av plastflasker med næringsmiddelrester. Dette gjelder særlig for drivhuseffekt.

Man bør likevel være varsom med å konkludere bastant med det ene eller det andre alternativet. Det er tildels usikre forutsetninger lagt til grunn for analysene, samt at alternativet for materialgjenvinning, som innebærer 100% materialgjenvinning, er sannsynligvis ikke gjennomførbart i praksis. Det sier likevel at det er potensiale for stor miljønytte ved høy grad av materialgjenvinning.

## REFERANSER

Askham, C., Modahl, I. S., *Analyse av alternativer for restavfallsbehandling i Mjøsregionen*, OR 03.01. Stiftelsen Østfoldforskning, Fredrikstad.

Hanssen O. J., Raadal, H. L., 1999, *Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet ved innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall*, OR 17.99. Stiftelsen Østfoldforskning, Fredrikstad.

Hanssen O. J., Raadal, H. L., 1999, *Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av deponering, forbrenning og gjenvinning av plasemballasjeavfall*, OR 45.99. Stiftelsen Østfoldforskning, Fredrikstad.

Hanssen O. J., Vold, M., Borchsenius, C. H., Økstad E., 1999, *Miljø- og ressursanalyse av emballaseløsninger for Stabburet ASA*, OR 29.99. Stiftelsen Østfoldforskning, Fredrikstad.

Raadal, H. L., von Krogh, L., Nyland, C. A., Hanssen, O. J., 2001, *Miljø- og samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i HIAS- og Drammensregionen*, OR 24.01. Stiftelsen Østfoldforskning, Fredrikstad.

## VEDLEGG 1

### Drivhuseffekt, 100 år

Faktorene som er brukt er fra Eco-Indicator 1999, Goedkoop, M., Pré Consultants B.V., Netherlands April 2000. Disse faktorene er basert på Schimel et al 1996.

Utslipp (navn)	Utslipp (formel)	CO <sub>2</sub> -ekvivalenter
Carbon dioxide	CO <sub>2</sub>	1
Methane	CH <sub>4</sub>	21
Nitrous oxide	N <sub>2</sub> O	310
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	11700
HFC-32	CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	650
HFC-41	CH <sub>3</sub> F	150
HFC-43-10mee	C <sub>5</sub> H <sub>2</sub> F <sub>10</sub>	1300
HFC-125	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>5</sub>	2800
HFC-134	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>4</sub>	1000
HFC-134a	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	1300
HFC-152a	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	140
HFC-143	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub>	300
HFC-143a	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub>	3800
HFC-227ea	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>7</sub>	2900
HFC-236fa	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	6300
HFC-245ca	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>5</sub>	560
Chloroform, Trichloromethane	CHCl <sub>3</sub>	4
Methylene chloride, Dichloromethane	CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	9
Sulphur hexafluoride	SF <sub>6</sub>	23900
Perfluormethane	CF <sub>4</sub>	6500
Perfluorethane	C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	9200
Perfluorpropane	C <sub>3</sub> F <sub>8</sub>	7000
Perfluorbutane	C <sub>4</sub> F <sub>10</sub>	7000
Perfluorpentane	C <sub>5</sub> F <sub>12</sub>	7500
Perfluorhexane	C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>	7400
Perfluorocyclobutane	c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>	8700
CFC-11	CFCl <sub>3</sub>	1065
CFC-12	CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	6635
CFC-113	CF <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	3059
HCFC-22	CF <sub>2</sub> HCl	1349
HCFC-142b	C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl	1649
H1301	CF <sub>3</sub> Br	-34701
HCFC-141b	CFH <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub>	251
Methyl chloroform, 1,1,1-trichloroethane	CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	-204
Carbon tetrachloride, Tetrachloromethane	CCl <sub>4</sub>	-1249
HCFC-123	C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> HCl <sub>2</sub>	32
HCFC-124	C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> HCl	410



### Forsuring

Tabell 1 viser hvilke faktorer som bidrar til forsuring (Ölund et al., 1998):

<b>Parameter</b>	<b>g SO<sub>2</sub>-ekv</b>	<b>Referanse/kommentarer</b>
SO <sub>2</sub>	1	Heijungs 1992
SO <sub>x</sub> (som SO <sub>2</sub> )	1	Heijungs 1992
Nox	0,696	Heijungs 1992
HCl	0,877	Heijungs 1992
HF	1,6	Heijungs 1992
NH <sub>3</sub>	1,88	Heijungs 1992
Nitrates	0,7	
NH <sub>3</sub> (aq)	1,88	
Acid as H <sup>+</sup>	0,032	
Nitrates (aq)	0,7	

### Eutrofiering

Tabell 2 viser hvilke faktorer som bidrar til eutrofiering (Linfors et al., 1995):

Utslipp	g O <sub>2</sub> -equivalents (max)
COD	1
NH <sub>3</sub> (aq)	16
NH <sub>3</sub>	16
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (aq)	15
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	15
Nitrates	4,4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,4
NO <sub>x</sub>	6
Phosphate	46
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	46
Tot-N	20
Tot-P	140

### Fotokjemisk ozondannelse (POCP)

Faktorene brukt er fra Eco-Indicator 1999, Goedkoop, M., Pré Consultants B.V., Netherlands April 2000. Disse faktorene er basert på Jenkin 1997. Listen i referansen er mye lengere, men denne tabellen er begrenset til faktorene brukt i denne analysen.

Utslipp (navn)	ethene-ekvivalenter
Methane	0,006
hexane	0,482
heptane	0,494
octane	0,453
decane	0,384
cyclohexane	0,29
toluene	0,637
o-xylene	1,05
m-xylene	1,11
p-xylene	1,01
ethyl benzene	0,73
formaldehyde	0,519
acetaldehyde	0,641
acetone	0,094
Methyl ethyl ketone	0,373
2-hexanone	0,572
ethyl acetate	0,213
n-butyl acetate	0,241
t-butyl acetate	0,065
dichloromethane (methylene chloride)	0,068
1,1,1-trichloroethene (methyl chloroform)	0,009
trans 1,2-dichloroethene	0,392
trichloroethene	0,325
tetrachloroethene	0,029
NMVOC	0,592

### Ozone Depletion potential, 100 years

Faktorene som er brukt er fra Eco-Indicator 1999, Goedkoop, M., Pré Consultants B.V., Netherlands April 2000. Disse faktorene er basert på Hauschild & Wenzel 1998.

Utslipp (navn)	Utslipp (formel)	CFC-11-ekvivalenter
CFC-11	CFCl <sub>3</sub>	1
CFC-12	CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	0,82
CFC-113	CF <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	0,9
CFC-114		0,85
CFC-115		0,4
Carbon tetrachloride, Tetrachlorometan	CCl <sub>4</sub>	1,2
HCFC-22	CF <sub>2</sub> HCl	0,04
HCFC-123	C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> HCl <sub>2</sub>	0,014
HCFC-124	C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> HCl	0,03
HCFC-142b	C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl	0,05
H1301	CF <sub>3</sub> Br	12
HCFC-141b	CFH <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub>	0,1
Methyl chloroform, 1,1,1-trichloroethane	CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	0,114
Methyl chloride	CH <sub>3</sub> Cl	0,02

### Toksisitet

For både økotoksisitet og humantoksisitet er faktorene for 'time horizon' 100 år som er brukt fra Huijbregts 1999. Publiserte tabellene finnes også på

<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/>

Tabellene er for stor til å inkludere i denne rapport.