

## **LCA av emballasjesystem med fokus på behandling av brukt emballasje**

**Hanne Lerche Raadal**

**Andreas Brekke**


**Ole Jørgen Hanssen**

**STØ AS (Østfoldforskning)**

**OR 20.07**

**Desember 2007**

**RAPPORTFORSIDE**

<b>Rapportnr:</b> OR 20.07	<b>ISBN nr:</b> 978-82-7520-583-2 82-7520-583-2 <b>ISSN nr:</b> 0803-6659	<b>Rapporttype:</b> Oppdragsrapport
<b>Rapporttittel:</b> LCA av emballasjesystem med fokus på behandling av brukt emballasje		<b>Forfattere:</b> Hanne Lerche Raadal Andreas Brekke, Ole Jørgen Hanssen og
<b>Prosjektnummer:</b> 1045	<b>Prosjekttittel:</b> NOK – LCA gjenvinning	
<b>Oppdragsgiver:</b> <b>Oppdragsgivers referanse:</b>	NOK (Næringslivets emballasjeoptimeringskomité) Yngve Krokann	
<p><b>Sammendrag:</b> Ved hjelp av livsløpsmetodikk basert på ISO-standardene 14040-43, er det gjennomført følgende miljøanalyser:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>a) Analyse av ulike behandlingsformer for distribusjonsemballasje</li> <li>b) Analyse av forbrukeremballasje med ulik materialintensitet</li> <li>c) Følsomhetsberegninger av transportens betydning</li> </ul> <p>Hovedkonklusjonene som kan trekkes fra studien er:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Materialgjenvinning er miljømessig bedre enn energigjenvinning i alle undersøkte miljøkategorier for papp og i 3 av 5 kategorier for plast.</li> <li>• Plastboks som forbrukeremballasje viser bedre miljøprestasjon enn glasskrukke som følge av lavere vekt.</li> <li>• Materialgjenvinning av plastboksen gir best miljøprestasjon for 4 av 5 analyserte miljøpåvirkningskategorier.</li> <li>• I analysene er det lagt inn 'én loop' i materialgjenvinningsalternativene, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert.</li> <li>• Følsomhetsanalyser viser at resultatene er robuste i forhold til transport, både når det gjelder avstander og ulike datakilder.</li> </ul>		
<b>Emneord:</b> – LCA – Emballasje – Materialgjenvinning – Energigjenvinning	<b>Tilgjengelighet:</b> <b>Denne side:</b> Åpen <b>Denne rapport:</b> Åpen	<b>Antall sider inkl. bilag:</b> 61
<b>Godkjent dato:</b> 21.12.07		
 <b>Direktør</b>		

© Kopiering kun tillatt med kildehenvising.

# INNHALDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>INNLEDNING .....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>METODIKK, SYSTEMER OG DATAGRUNNLAG .....</b>	<b>6</b>
2.1	FORUTSETNINGER OG SYSTEMGRENSER .....	6
2.1.1	Distribusjonsemballasje - ulike behandlingsformer ved avhending.....	6
2.1.2	Forbrukeremballasje med ulik materialintensitet.....	8
2.1.3	Transport – følsomhetsberegninger .....	14
<b>3</b>	<b>MILJØVURDERING AV AVHENDINGSFORMER FOR DISTRIBUSJONSEMBALLASJE.....</b>	<b>16</b>
3.1	DRIVHUSEFFEKT.....	17
3.2	FORSURING.....	18
3.3	OVERGJØDSLING (EUTROFIERING).....	20
3.4	SMOGDANNELSE.....	21
3.5	ENERGIFORBRUK.....	23
3.6	OPPSUMMERING MILJØVURDERINGER .....	24
<b>4</b>	<b>MILJØVURDERING AV FORBRUKEREMBALLASJE MED ULIK MATERIALINTENSITET OG BEHANDLINGSLØSNING .....</b>	<b>26</b>
4.1	DRIVHUSEFFEKT.....	27
4.2	FORSURING.....	28
4.3	OVERGJØDSLING (EUTROFIERING).....	29
4.4	SMOGDANNELSE.....	30
4.5	TOTALT ENERGI FORBRUK.....	31
4.6	OPPSUMMERING MILJØVURDERINGER .....	32
<b>5</b>	<b>FØLSOMHETSANALYSER .....</b>	<b>34</b>
5.1	TRANSPORTAVSTANDER OG Fyllingsgrader .....	34
5.2	TRANSPORT KONTRA BEHANDLINGSFORM FOR FORBRUKER- OG DISTRIBUSJONSEMBALLASJE.....	36
5.2.1	Krysningspunkter for avhending av plast i forbrukeremballasje .....	36
5.2.2	Krysningspunkter for avhending av plast i distribusjonsemballasje .....	37
5.2.3	Krysningspunkt mellom material- og energigjenvinning for papp .....	38
5.3	FØLSOMHET FOR VALG AV TRANSPORTDATA .....	39
5.3.1	Utslipp fra semitrailer .....	39
5.3.2	Utslipp fra lastebil.....	41
<b>6</b>	<b>KONKLUSJONER.....</b>	<b>45</b>
<b>7</b>	<b>FORSLAG TIL VIDERE ARBEID .....</b>	<b>47</b>
<b>8</b>	<b>REFERANSER.....</b>	<b>48</b>
<b>VEDLEGG 1</b>	<b>LCA-METODIKK.....</b>	<b>50</b>

<b>VEDLEGG 2</b>	<b>FORUTSETNINGER</b> .....	<b>52</b>
V.2.1	FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ULIKE AVHENDINGSALTERNATIVER FOR DISTRIBUSJONSEMBALLASJE.....	52
V.2.2	FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR SYSTEMET MED GLASSKRUKKE SOM FORBRUKEREMBALLASJE.....	53
V.2.3	FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR SYSTEMET MED PLASTBOKS SOM FORBRUKEREMBALLASJE.....	54
V.2.4	FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR FØLSOMHETSBEREGNINGER KNYTTET TIL TRANSPORTAVSTANDER .....	56
<b>VEDLEGG 3</b>	<b>SVINNFORSØK</b> .....	<b>59</b>
<b>VEDLEGG 4</b>	<b>RESULTATER FOR FØLSOMHETS-BEREGNINGER PÅ TRANSPORTAVSTAND OG FYLLINGSGRADER</b> .....	<b>60</b>

# 1 INNLEDNING

---

Næringslivets emballasjeoptimeringskomité (NOK) har forespurt STØ og Vestlandsforskning om å gjennomføre en grundig livsløpsvurdering av gjenvinningsløsninger for brukt emballasje, sett i lys av et helhetlig verdikjedeperspektiv. Resultatene skal benyttes som grunnlag for NOKs videre arbeid med emballasjeoptimering.

Det er vanskelig å fastslå hva som er 'den beste emballasjen' til et gitt formål. Ulike karakteristikk og egenskaper ved ulike emballasjematerialer og –løsninger vil gi forskjellige fortrinn avhengig av hvilke parametre som skal optimeres. For eksempel kan en emballasje som er billig å produsere kunne skape økte kostnader under transport eller lagring. Vurdert i et miljøperspektiv, vil forskjeller i hvordan ulike emballaseløsninger produseres, hvor langt de transporteres, hvor materialintensive de er, og hvordan emballasjen behandles etter endt bruk variere og således påvirke den totale miljøprofilen til hver enkelt løsning. For å avgjøre hvilken emballasje som er miljømessig best når det skal gjøres vurderinger på tvers av ulike materialtyper, trengs det derfor en systematisk og helhetlig tilnærming som får frem miljøeffekter gjennom emballasjens livsløp.

Dette prosjektet er gjennomført for å analysere miljø- og ressursforhold knyttet til ulike behandlingsløsninger for et utvalg av brukte emballasjematerialer, og hvordan dette bør vurderes i forhold til valg mellom ulike emballasjematerialer. Det er også gjennomført en analyse for å sammenligne et sett av scenarier for bruk av plastboks eller glasskrukke som forbrukeremballasje for syltetøy, basert på generelle data og løsninger. Prosjektet tar ikke utgangspunkt i konkrete løsninger fra spesifikke produsenter, men i generelle data knyttet til materialenes miljøprofil og relevante geografiske data fra Norge.

Det er lagt vekt på å vurdere følsomhet knyttet til de forutsetninger som ligger til grunn for undersøkelsen. Dette skal få frem betydningen av de ulike forutsetninger som resultatene gjelder for, for eksempel varierende transportavstander, fyllingsgrad på kjøretøy og datakilder m.m.

Studien er gjennomført av STØ, med bistand fra Vestlandsforskning på innhenting av og vurdering av følsomhet i forhold til transportdata

## 2 METODIKK, SYSTEMER OG DATAGRUNNLAG

---

Det er benyttet livsløpsmetodikk basert på ISO-standardene 14040-43 for gjennomføring av miljøvurderingene. For nærmere beskrivelse av metodikken vises til vedlegg 1.

### 2.1 FORUTSETNINGER OG SYSTEMGRENSER

Det er gjennomført følgende hovedanalyser:

- d) Analyse av ulike behandlingsformer for distribusjonsemballasje (kap. 2.1.1)
- e) Analyse av forbrukeremballasje med ulik materialintensitet (kap. 2.1.2)
- f) Følsomhetsberegninger av transportens betydning (kap. 2.1.3)

I det følgende presenteres forutsetninger og systemgrenser tilhørende de 3 ulike hovedanalysene som er gjennomført.

#### 2.1.1 Distribusjonsemballasje - ulike behandlingsformer ved avhending

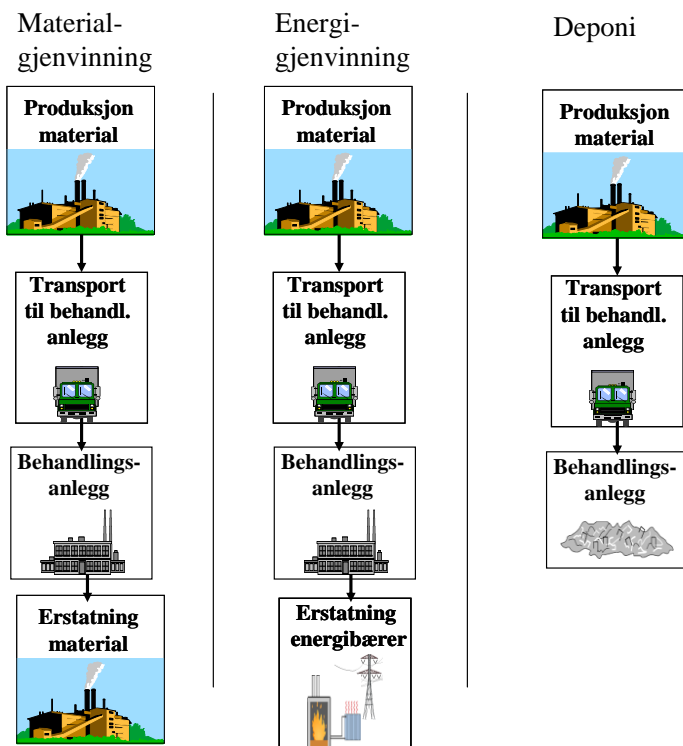
Med basis i distribusjonsemballasjen som inngår i analysen tilhørende punkt b) over (Analyse av forbrukeremballasjer med ulik materialintensitet), er det tatt utgangspunkt i følgende tre typer av distribusjonsemballasje:

- paller (av tre)
- pappkasser
- plastfilm

Trepaller inngår i dag i et gjenbrukssystem med fast avhending, og er derfor ikke gjenstand for ulike avhendingsscenarier.

For å sammenligne de ulike avhendingsformer for papp og plast, er disse vurdert som separate systemer, med følgende funksjonelle enhet (FU): *Produksjon, transport og avfallsbehandling av 1 kg distribusjonsemballasje*

Systemene er prinsipielt vist i figur 2.1 under.



**Figur 2.1:** Prinsippkisse av ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje

Papp kan enten gå til energi- eller materialgjenvinning, mens plast i tillegg til energi- og materialgjenvinning også kan sendes til deponi (fordi det ikke omfattes av kategorien 'nedbrytbart avfall' som fra 2009 vil bli forbudt deponert).

Materialgjenvinning for både papp og plast er beregnet ut fra at det er sett på positive og negative bidrag til miljøbelastningskategorier ved første gangs resirkulering. Det er altså ikke tatt hensyn til at materialene kan gå flere runder i systemet (og endog til slutt ende opp i energigjenvinning).

Hvordan varierende transportavstander vil innvirke på resultatene er undersøkt i separate følsomhetsberegninger, som beskrevet i kapittel 2.1.3.

Vedlegg V.2.1 viser en detaljert beskrivelse av forutsetninger tilknyttet de ulike avhendingsalternativene for distribusjonsemballasje.

Resultatene for ulike behandlingsformer for distribusjonsemballasje er presentert i kapittel 3.

### ***2.1.2 Forbrukeremballasje med ulik materialintensitet***

Studien analyserer miljø- og ressurseffektivitet for følgende 2 systemer med ulike forbrukeremballasje for emballering av syltetøy:

1. glasskrukke (550 g) som forbrukeremballasje
2. plastspann (600 g) som forbrukeremballasje

Begge systemene inkluderer i tillegg dagens type og mengde distribusjonsemballasje som benyttes fra produsent og frem til butikk.

Funksjonell enhet for analysene (FU) er:

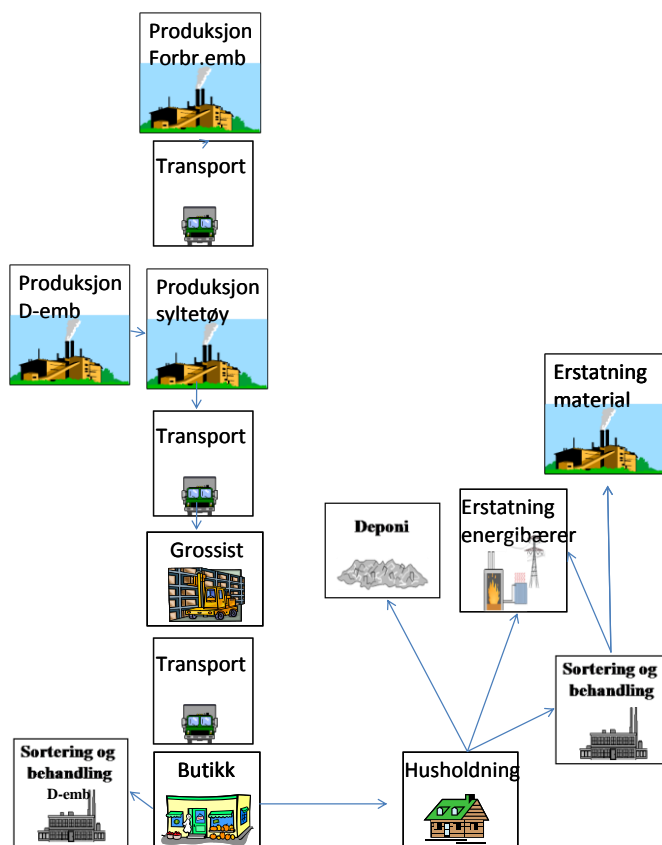
*Produksjon av emballasje, distribusjon frem til forbruker og behandling av avfall fra brukt emballasje for 1000 kg syltetøy*

Analysene skal således ta hensyn til:

- Produkt igjen i emballasjen etter tømning (hos forbruker)
- Fyllingsgrad på biler i alle transportledd
- Materialforbruk i totalsystemet
- Ulike avhendingsmetoder etter bruk (materialgjenvinning etc)

Distribusjonsemballasjen forutsettes å sendes til materialgjenvinning, mens det er utarbeidet ulike scenarier for avhending av forbrukeremballasjen (materialgjenvinning, energigjenvinning og deponi).

En prinsippskisse av systemenes oppbygging er presentert i figur 2.2 under.



**Figur 2.2:** Prinsippskisse av de alternative vurderte systemene for syltetøyemballasje av glass og plast.

Med basis i ulike emballasjematerialer og ulike avhendingsmåter, er de ulike systemene som er analysert presentert i tabell 2.1 under.

	<b>Emballasjetype (forbrukeremballasje)</b>	<b>Behandlingsmåte ved avhending</b>
Alternativ 1	Glasskrukke	90 % til materialgjenvinning, 10 % til deponi/energigjenvinning
Alternativ 2a	Plastspann	100 % til energigjenvinning
Alternativ 2b	Plastspann	100 % til deponi
Alternativ 2c	Plastspann	37 % kildesortert til materialgjenvinning, de resterende 63 % følger restavfall til energigjenvinning
Alternativ 2d	Plastspann	37 % kildesortert til materialgjenvinning, de resterende 63 % følger restavfall til deponi

**Tabell 2.1:** Systemene som er analysert.

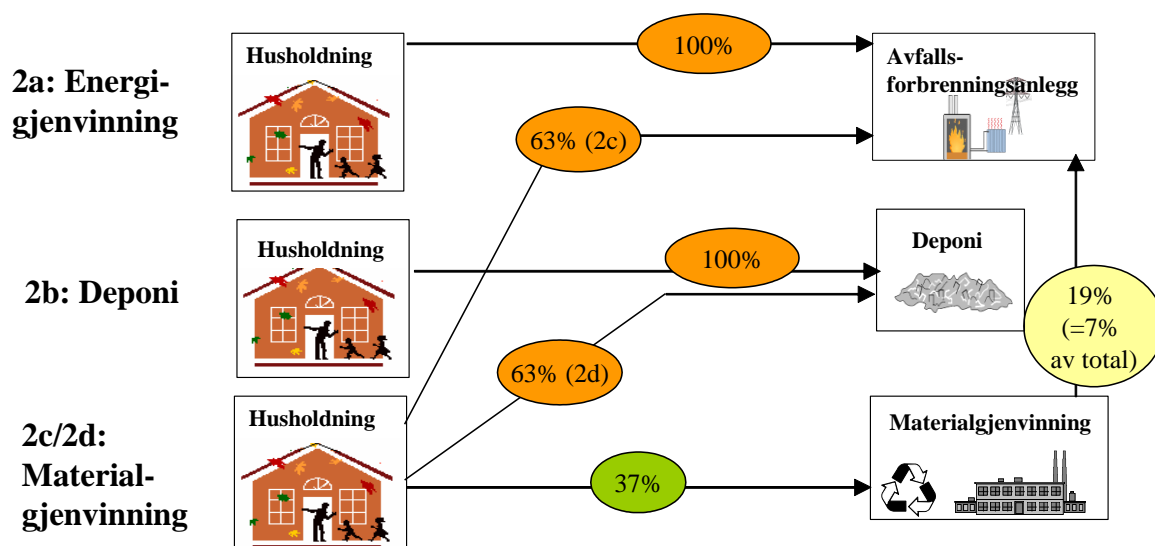
Tabell 2.1 viser at systemet med emballering i glasskrukke kun er analysert som ett scenario som følge av at det inngår kun ett scenario for avhending. Årsaken til dette er at andel

kildesortert glassemballasje i 2006 utgjorde 90% (Glass- og Metallgjenvinning). Det forutsettes at de resterende 10% av glasskrukkene følger restavfallet til enten deponi eller avfallsforbrenning, men type behandling vil ikke spille noen rolle fordi glasset ikke gir ekstra miljøbelastninger som følge av at det er et inert materiale.

Systemet med plastboksen som forbrukeremballasje har derimot flere alternativer for avhending. Det medfører at dette systemet vurderes som følgende 4 alternative scenarier med basis i ulik avhending av plastboksen:

- Forbruker har ingen system for kildesortering, og plastboksen følger restavfallet til avfallsforbrenning (energigjenvinning).
- Forbruker har ingen system for kildesortering, og plastboksen følger restavfallet til deponi.
- Forbruker har kildesortering med hentesystem, og det forutsettes gjennomsnittlig innsamlingsgrad for denne type system (5 kg/innb, totalt potensial 13,5 kg/innb -> 37% innsamlingsgrad, Emballasjeretur). Resterende mengde plastemballasje som ikke kildesorteres forutsettes å følge restavfallet til avfallsforbrenning.
- Forbruker har kildesortering med hentesystem, og det forutsettes gjennomsnittlig innsamlingsgrad for denne type system (5 kg/innb, totalt potensial 13,5 kg/innb -> 37% innsamlingsgrad, Emballasjeretur). Resterende mengde plastemballasje som ikke kildesorteres forutsettes å følge restavfallet til deponi.

En prinsippsskisse for beskrivelse av de ulike alternativene for avhending av plastboksene er vist i figur 2.3.



Figur 2.3: Prinsippsskisse av de ulike alternativene for avhending av plastboksene.

**Forutsetninger - felles for begge systemene**

Tabell 2.2 viser hvilke av de ulike typer emballasjematerialer som er inkludert i de 2 analyserte systemene med ulike typer forbrukeremballasje.

Emballasje-komponent	Glasskrukke m/lokk	Plastboks m/lokk
Krukke	Glass	Polypropylen
Lokk	Metall	Polypropylen
D-pakk 1	Fiber (bølgepapp)	Fiber (bølgepapp)
D-pakk 2	LDPE –film	LDPE-film
Transportemballasje 1	Trepall	Trepall
Transportemballasje 2	LDPE-film	LDPE-film

**Tabell 2.2:** *Typer emballasjematerialer.*

Det forutsettes at 'forbruker' i analysene har bosted jfr 'gjennomsnittsnordmannen', noe som omtrent tilsvarende stedet Dokka i Nordre Land kommune i Oppland. Punktet fremkommer ved å dele koordinatene for alle husstander i Norge på antall husstander (eksakte koordinater: X = 21'44"76, Y = 67'90"220, SSB 2007). Butikk forutsettes lokalisert like ved forbruker (Dokka) da det er rimelig å anta at butikk tettheten følger befolkningstettheten, syltetøyprodusent på Vestlandet og grossistlager på Kaldbakken utenfor Oslo.

Bruken av gjennomsnittspunktet innebærer at alle inkluderte transportavstander tilsvarende kjøring til alle husstander i Norge delt på det totale antall kilometer dette ville utgjøre. I hovedscenariene vil transportavstandene relateres i henhold til ovennevnte forutsetninger for lokaliseringer. Dette medfører følgende transportaktiviteter:

- Transport fra syltetøyprodusent til grossist: semitrailer, avstand = 366 km
- Transport fra grossist til butikk: lastebil, avstand = 132 km. Transport fra butikk til forbruker: 2 km (med produktvekt/40 som bidrag til utslipp)
- Transport fra forbruker til deponi/energigjenvinning: renovasjonsbil, avstand 20 km (kvalifisert gjetning da denne type norske gjennomsnittsdata ikke eksisterer,. Avfall Norge/Energidata)
- Transport forbruker til materialgjenvinning:
  - renovasjonsbil frem til oppsamlingspunkt, avstand 20 km (antar at oppsamling skjer ved deponi/forbrenningsanlegg)
  - semitrailer fra oppsamlingspunkt til materialgjenvinningsanlegg for plast (Swerec i Lanna i Sverige), avstand = 583 km.

- Semitrailer fra oppsamlingspunkt til materialgjenvinningsanlegg for glass (Onsøy), avstand = 228 km

Materialgjenvinning for både plast og glass er beregnet med 'en loop'. Det betyr at det ikke er beregnet at materialet kan gå flere runder i systemet og også til slutt kan ende opp i energigjenvinning.

Resultatene for miljøbelastningene vil variere i forhold til transportavstand fra emballasjeproducent til syltetøyproducent, fra syltetøyproducent til grossist, fra grossist til forbruker, og fra forbruker til håndtering etter endt bruk. Dette er vurdert nærmere i en egen følsomhetsberegning for transport, se beskrivelse i kapittel 2.3. For alle transporter, bortsett fra butikk til forbruker er det i hovedanalysen forutsatt en fyllingsgrad på 50 % (tilsvarer full bil i én retning og tom bil i retur). Også denne forutsetningen er testet i følsomhetsberegningene.

### **Forutsetninger - spesifikt for glass- og plastemballasje**

#### **Glass**

Vedlegg V.2.2 viser en detaljert beskrivelse av forutsetninger tilknyttet systemet med glasskrukke som forbrukeremballasje.

Ved materialgjenvinning av glasskrukkene forutsettes at råstoff til glassproduksjon erstattes, til tross for at mesteparten av resirkulert glass i Norge i dag går til produksjon av produkter som isolasjon og glassbetong (Glass- og metallgjenvinning). Årsaken til at resirkulert glass likevel forutsettes å erstatte glassproduksjon, er først og fremst for å lette datainnsamlingen, samt for å gjøre systemet mer oversiktlig. Som følge av at flere av produktene som lages av materialgjenvunnet glass er utviklet som en følge av tilgang på, og produktutvikling med basis i, resirkulert glass, er det vanskelig å avgjøre hvilke alternative materialer som skal forutsettes erstattet. I tillegg er flere av produktene såpass nye at det er lite tilgjengelige data på alternativ produksjon og hva de faktisk erstatter. Det antas uansett er det er en rimelig tilnærming at glasset går rett inn i glassproduksjon, men ved store utslag anbefales at dette undersøkes nærmere.

#### **Plast**

Vedlegg V.2.3 viser en detaljert beskrivelse av forutsetninger tilknyttet systemet med plastboks som forbrukeremballasje.

Type restavfallshåndtering og kildesorteringssystem for plastemballasje fra husholdninger avhenger av hvilke kommune man bor i. Restavfallshåndteringsmulighetene er enten deponi

eller avfallsforbrenning, og det er derfor laget to alternative restavfallsbehandlingsmåter: all plast til deponi eller all plast til avfallsforbrenning.

I kommuner som har kildesorteringssystemer for plastemballasje, vil det ikke være realistisk å forutsette at all plast kildesorteres til materialgjenvinning. Avhengig av type innsamlingsystem, motivasjon hos forbrukerne etc, vil det alltid være en viss mengde plastemballasje som følger restavfallet. Med basis i data fra Emballasjeretur vedrørende innsamlingsgrader (Emballasjeretur), er det forutsatt at innsamlingsgraden ved kildesortering av plastemballasje er 37%. Det betyr at i alternativet med kildesortering til materialgjenvinning, forutsettes at 37% av plasten sorteres ut til materialgjenvinning, mens den resterende andel (som ikke kildesorteres) følger restavfallet enten til deponi eller til avfallsforbrenning (energigjenvinning). Det vises også til figur 2.3 for beskrivelse av dette.

I alle alternativene er det forutsatt at all distribusjonsemballasje går til materialgjenvinning. Ulike scenarier for håndtering av distribusjonsemballasje er behandlet i egen analyse, som beskrevet i kapittel 2.1.1.

Det er verdt å merke seg at plastboksen rommer mer produkt (50g) enn glasskrukken, noe som medfører at det trengs færre enheter forbrukeremballasje for å oppnå funksjonell enhet (1000 kg produkt).

Det ble utført et forsøk for å bestemme tilgjengelig mengde produkt/gjenværende produkt i forbrukeremballasjen for de to emballasjetypene. Forsøket er nærmere beskrevet i vedlegg V3, mens resultatene med hensyn til nyttbart produkt for hver av emballasjene og dertil tilhørende nødvendig antall forpakninger for å oppfylle funksjonell enhet er presentert i tabell 2.3 under.

	Produktmengde [g]	Antall emballasjeenheter for funksjonell enhet
Glasskrukke	559,6	1 793,7
Plastbeger	591,5	1 690,3

**Tabell 2.3:** Produktmengder og antall emballasjeenheter for å oppfylle funksjonell enhet for syltetøyemballasje i glass og plast

Resultatene for analysen av forbrukeremballasjer med ulik materialintensitet er presentert i kapittel 4.

### 2.1.3 Transport – følsomhetsberegninger

Resultatene for miljøbelastningene vil variere i forhold til transportavstand fra emballasjeproducent til syltetøyproducent, fra syltetøyproducent til grossist, fra grossist til forbruker, og fra forbruker til håndtering etter endt bruk. For å få frem de ulike forutsetningers betydning for resultatene, er det gjennomført følsomhetsvurderinger tilknyttet dette (varierende transportavstander, fyllingsgrad på kjøretøy og datakilder m.m.)

Følsomhetsberegningen skal både brukes til å undersøke robustheten til resultatene fra hovedanalysene, men også bidra med egne resultater for vurdering av håndtering av emballasje etter endt bruk.

#### Transportavstander og fyllingsgrad – følsomhet

Det er gjennomført en følsomhetsberegning som sammenligner et scenario med relativt korte transportavstander og høy fyllingsgrad mot et scenario med lange transportavstander og lav fyllingsgrad. Dette skal bidra til å besvare følgende to spørsmål:

1. Vil valget mellom tung emballasje med stor grad av materialgjenvinning og lett emballasje med ulike avhendingsformer være avhengig av transportavstander?
2. Vil valget mellom ulike avhendingsformer for plasten være avhengig av transportavstander?

Det er etterstrebet å lage to realistiske, om enn ekstreme scenarioer, som beskrevet i tabell 2.4. nedenfor.

	Korte transportavstander	Lange transportavstander
<b>Syltetøyproduksjon</b>	Østlandet	Vestlandet
<b>Grossist</b>	Oslo	Tromsø
<b>Butikk/Forbruker</b>	Oslo	Kirkenes
<b>Fyllingsgrad</b>	100 %	10 %

*Tabell 2.4: Spesifikasjon av scenarioer med korte og lange transportavstander*

Øvrige forutsetninger er som for analysen av forbrukeremballasjer med ulik materialintensitet (beskrevet i kap 2.1.2). Det vil si at både behandlingsformer, andel materialer til ulike behandlingsformer og behandlingssteder er tilsvarende som for dette.

Vedlegg V.2.4 viser en detaljert beskrivelse av forutsetninger knyttet til sammenligningen av scenarioer med ulike transportavstander og fyllingsgrader.

### **Transportavstand kontra avhendingsmetode - følsomhet**

Det er gjennomført en følsomhetsberegning som skal forsøke å besvare hvor krysningpunktet mellom transportavstander og ulike behandlingsformer for brukt papp, forbrukeremballasje i plast (polypropylen) og distribusjonsemballasje i plast (polyetylen) befinner seg. I utgangspunktet gir materialgjenvinning størst miljøgevinst, etterfulgt av energigjenvinning og til slutt deponi. Derfor er det sett på hvor langt den brukte emballasjen må kjøres før miljøbelastningen fra transport oppveier gevinsten ved å gjenvinne materialet.

I denne beregningen er det bare sett på transportavstander fra endt bruk til behandling og det er derfor ikke tatt hensyn til hvor noen av disse ledd faktisk befinner seg i utregningene. Det må også presiseres at resultatene er basert på at 100 % av hvert av de undersøkte materialene går til en gitt behandlingsform, men med 5 % svinn for alternativene materialgjenvinning og energigjenvinning. Her er det altså ikke regnet med gjennomsnittlige innsamlingsfraksjoner som i analysen av forbrukeremballasjer med ulik materialintensitet.

### **Datagrunnlag for transport - følsomhet**

Det er også gjennomført en følsomhetsberegning som tar for seg grunnlagsdataene for transport som er benyttet i analysene og sammenligner disse med alternative datakilder. Dette sier noe om usikkerheten i resultatene fra de foregående analysene og indikerer også om transportleddets bidrag muligens bør oppjusteres eller nedjusteres. Store avvik vil undersøkes nærmere og forklares.

Resultatene for følsomhetsanalysene er presentert i kapittel 5.

### 3 MILJØVURDERING AV AVHENDINGSFORMER FOR DISTRIBUSJONSEMBALLASJE

Det er gjennomført miljøvurderinger av de alternative systemene for håndtering av brukt distribusjonsemballasje i papp og plast (jfr. figur 2.1). Resultatene er presentert for følgende miljøpåvirkningskategorier:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Overgjødsling (eutrofiering)
- Smogdannelse (bakkenær ozondannelse)
- Energiforbruk

Tabell 3.1 gir en beskrivelse av ovennevnte miljøpåvirkningskategorier og potensielle miljøeffekter fra disse.

Miljøpåvirknings-kategori	Eksempel på utslipp	Potensielle miljøeffekter
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP) [CO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O CH <sub>4</sub> CF <sub>4</sub> /C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	Temperaturøkning i nedre delen av atmosfæren som kan gi klimaendringer, noe som videre kan føre til alvorlige konsekvenser for hele jorda i form av endret og mer ekstremt klima, økt ørkendanning, hevet vannstand pga isbresmelting, osv.
Forsuring [SO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	SO <sub>2</sub> HCl NO <sub>x</sub>	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsning av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse.
Overgjødsling (eutrofiering) [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekvivalenter]	Tot N til vatn Tot P til vatn NO <sub>x</sub>	Økt algevekst som følge av tilførsel av næringsstoffer kan føre til oksygenmangel og lokale gjengroingseffekter i innsjøer og hav.
Smog-dannelse (Bakkenær ozondannelse) [C <sub>2</sub> HO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	VOC CO NO <sub>x</sub> CH <sub>4</sub>	Akutt toksisk effekt, negativ effekt på fotosyntese.
Energiforbruk	Ingen utslipp, men for eksempel totalt forbruk av energibærere	Ingen direkte miljøeffekter, men både et grunnlag for andre miljøpåvirkninger og viktig i seg selv i forhold til bærekraftig utvikling og tilgang til ressurser for kommende generasjoner.

**Tabell 3.1:** Sammenheng mellom miljøpåvirkningskategori, utslipp og potensielle miljøeffekter

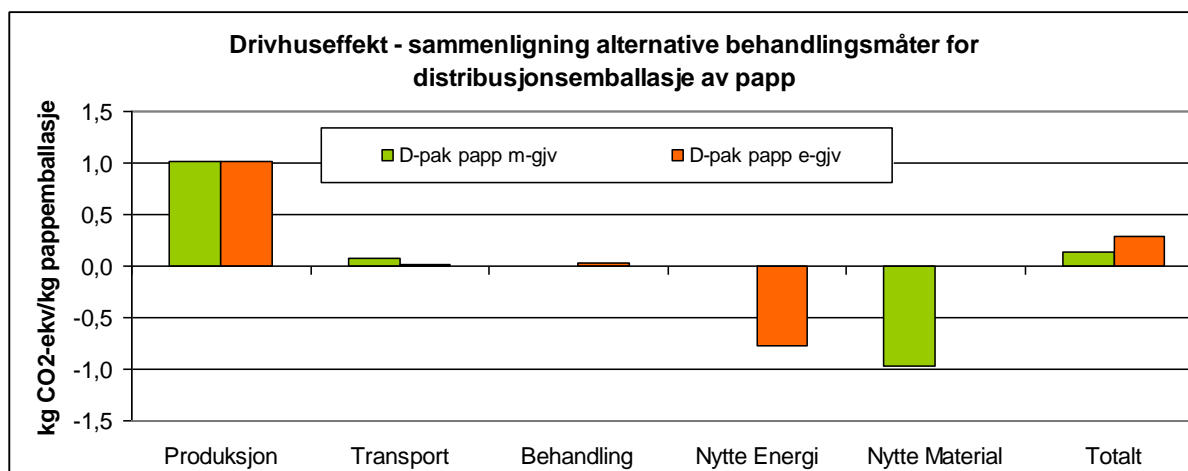
I kapittel 3.1 – 3.5 er resultatene presentert for de ulike miljøpåvirkningskategoriene fordelt over systemenes aktivitet/livsløpstrinn.

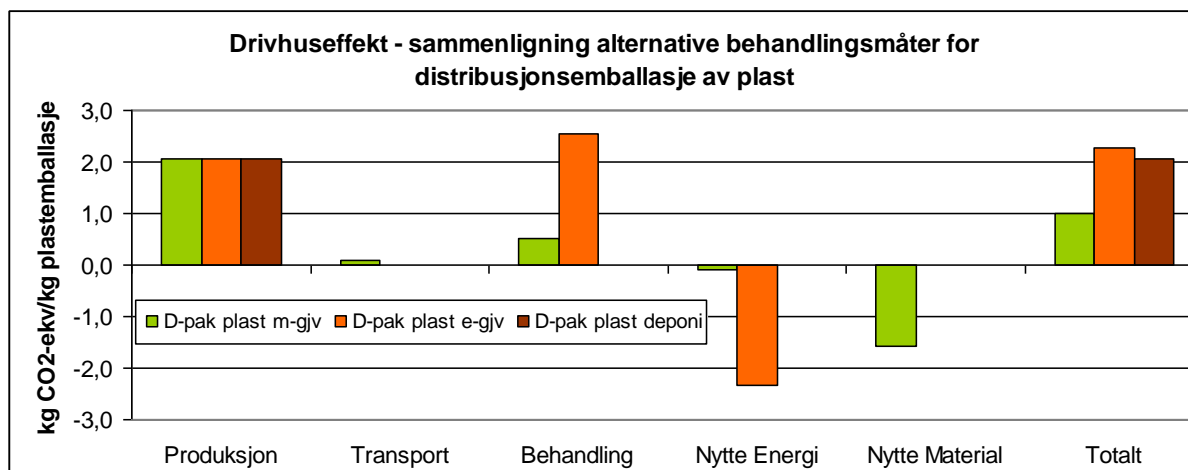
Aktivitet/ livsløpstrinn	Beskrivelse
Produksjon	Miljøbelastninger for produksjon av emballasjematerialene som inngår i systemene.
Transport	Miljøbelastning fra alle transportaktiviteter i systemet.
Behandling	Miljøbelastning fra respektive behandlingsmetode for brukt emballasje i de alternative systemene (jfr. figur 2.1).
Nytte energi Negativ verdi = miljøgevinst	Miljøgevinst fra produksjon og bruk av den energi som forutsettes erstattet ved energigjenvinning.
Nytte material Negativ verdi = miljøgevinst	Miljøgevinst fra produksjon de materialer som forutsettes erstattet ved materialgjenvinning.
Total	Totalt miljøregnskap for de alternative systemene for de respektive miljøpåvirkningskategoriene. Dersom summen er negativ, betyr det at systemet (med tilhørende definerte systemgrenser) gir en miljøgevinst (kontra en miljøbelastning dersom positiv sum).

**Tabell 3.2:** Beskrivelse av hva som inkluderes i de ulike aktivitetene (livsløpstrinn).

### 3.1 DRIVHUSEFFEKT

Figur 3.1 og 3.2 viser bidrag til drivhuseffekt for ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje av henholdsvis papp og plast, fordelt på de ulike aktiviteter.



**Figur 3.1: Bidrag til drivhuseffekt for alternativene behandlingsmåter for papp.****Figur 3.2: Bidrag til drivhuseffekt for alternativene behandlingsmåter for plast.**

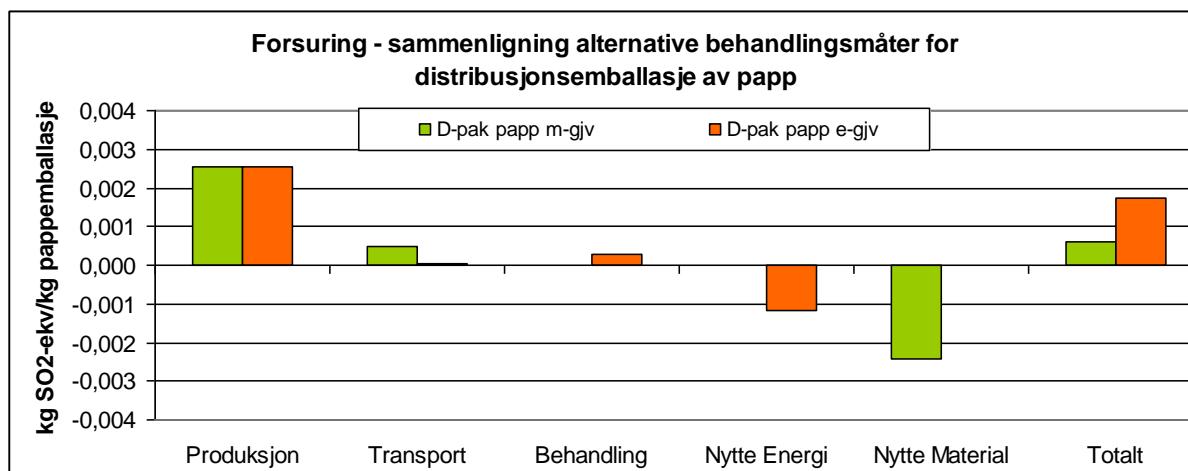
Figur 3.1 og 3.2 viser begge at materialgjenvinning er den miljømessig beste behandlingsmetoden i forhold til drivhuseffekt som følge av lavest nettobidrag av drivhusgasser. Årsaken til det er at netto utslipp fra transport, prosessene for materialgjenvinning og erstattet materialproduksjon er lavere enn netto utslipp fra energigjenvinning og produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Det er verdt å merke seg at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til energiutnyttet materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

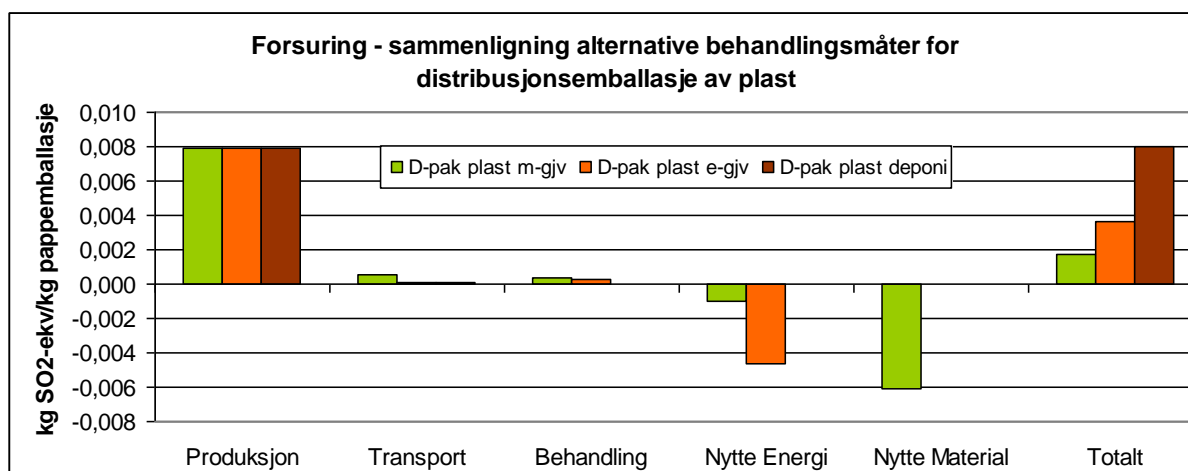
Deponi (gjelder kun plast) kommer ut som den dårligste løsningen som følge av at det ikke medfører noen form for utnyttelse av avfallsressursene og dermed heller ikke noen miljømessige gevinster.

## 3.2 FORSURING

Figur 3.3 og 3.4 viser bidrag til forsuring for ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje av henholdsvis papp og plast, fordelt på de ulike aktiviteter.



**Figur 3.3: Bidrag til forsuring for alternativene behandlingsmåter for papp.**



**Figur 3.4: Bidrag til forsuring for alternativene behandlingsmåter for plast.**

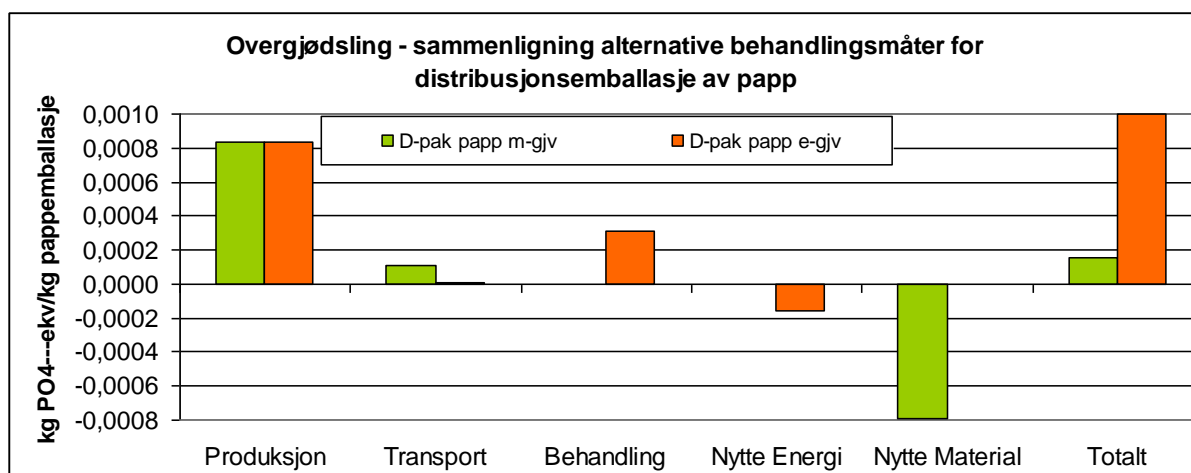
Figur 3.3 og 3.4 viser at resultatene for forsuring følger samme trend som for drivhuseffekt: materialgjenvinning er den miljømessig beste behandlingsmetoden i forhold til forsuring som følge av lavest nettobidrag. Årsaken til det er at netto utslipp fra transport, prosessene for materialgjenvinning og erstattet materialproduksjon er lavere enn netto utslipp fra energigjenvinning og produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Det er verdt å merke seg at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til energiutnyttet materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

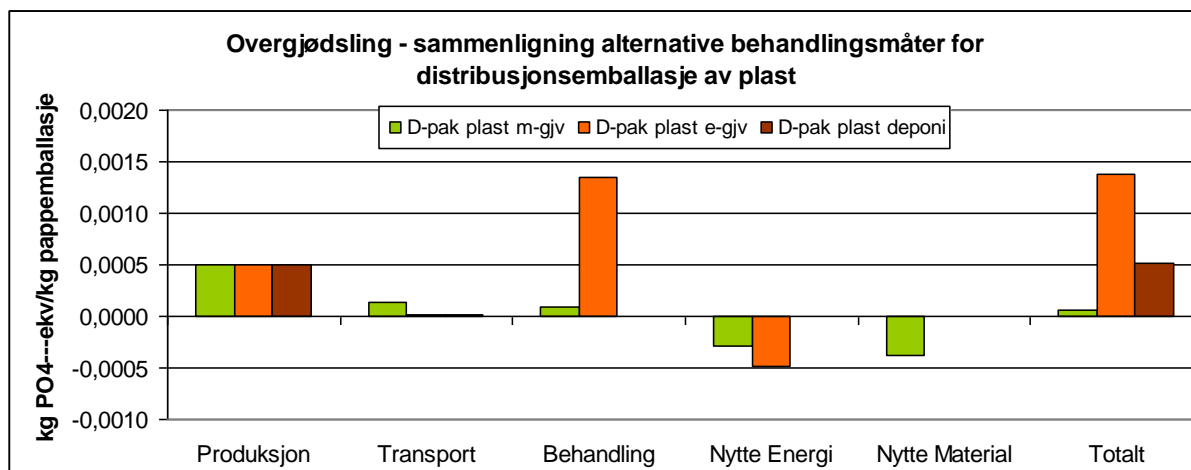
Deponi (gjelder kun plast) kommer ut som den dårligste løsningen som følge av at det ikke medfører noen form for utnyttelse av avfallsressursene og dermed heller ikke noen miljømessige gevinster.

### 3.3 OVERGJØDSLING (EUTROFIERING)

Figur 3.5 og 3.6 viser bidrag til forsuring for ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje av henholdsvis papp og plast, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 3.5: Bidrag til overgjødning for alternativene behandlingsmåter for papp.



Figur 3.6: Bidrag til overgjødning for alternativene behandlingsmåter for plast.

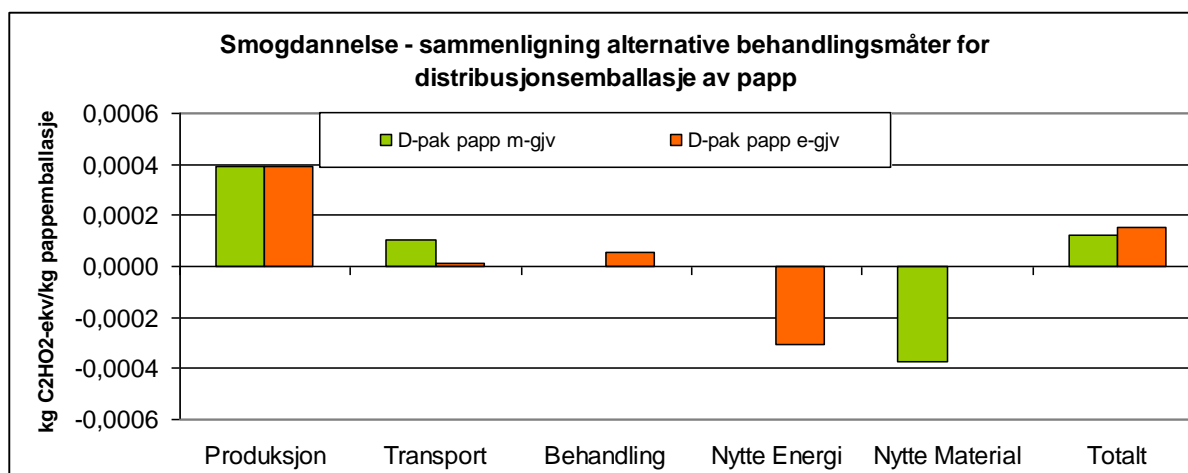
Figur 3.5 og 3.6 viser at resultatene for overgjødning følger samme trend som ovenfor beskrevne miljøpåvirkningskategorier: materialgjenvinning er den miljømessig beste behandlingsmetoden i forhold til overgjødning som følge av lavest nettobidrag. Årsaken til det er at netto utslipp fra transport, prosessene for materialgjenvinning og erstattet materialproduksjon er lavere enn netto utslipp fra energigjenvinning og produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Det er verdt å merke seg at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til energiutnyttet materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

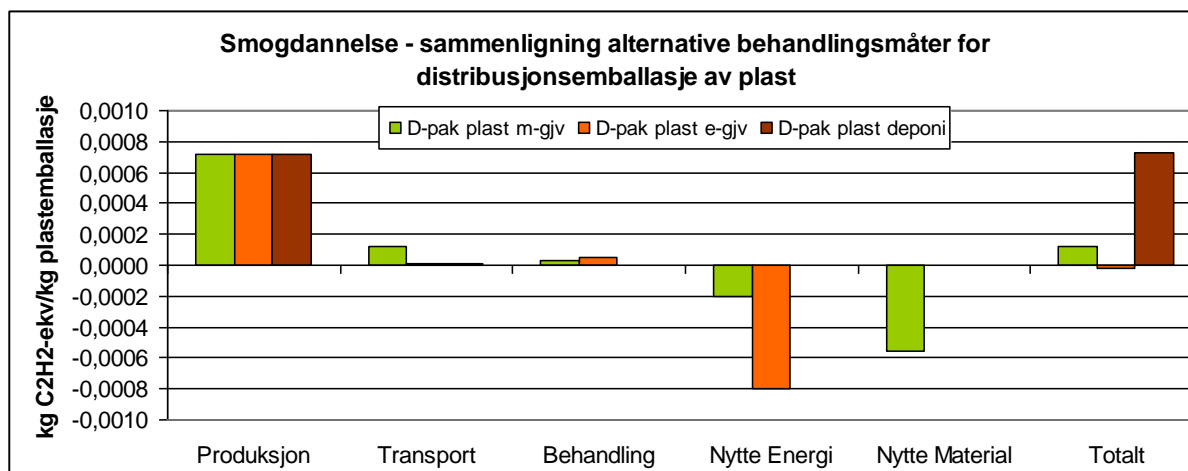
Deponi (gjelder kun plast) kommer ut som en bedre løsning enn energigjenvinning til tross for at det ikke medfører noen form for utnyttelse av avfallsressursene. Dette kommer av at selve energigjenvinningsprosessen medfører så høye utslipp at sparte utslipp fra produksjon/bruk av erstattet energikilde ikke er store nok til å veie opp for disse i forhold til netto 0-utslipp fra deponi.

### 3.4 SMOGDANNELSE

Figur 3.7 og 3.8 viser bidrag til smogdannelse for ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje av henholdsvis papp og plast, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 3.7: Bidrag til smogdannelse for alternativene behandlingsmåter for papp.



**Figur 3.8: Bidrag til smogdannelse for alternativene behandlingsmåter for plast.**

Figur 3.7 og 3.8 viser at resultatene for papp for miljøpåvirkningskategorien smogdannelse følger samme trend som resultatene beskrevet over: materialgjenvinning gir lavest nettoutslipp. Men det er verdt å merke seg at forskjellen i nettoutslipp mellom material- og energigjenvinningsalternativene er betydelig mindre enn for ovenfor presenterte resultater. Det betyr at netto utslippene fra transport, prosessene for materialgjenvinning og erstattet materialproduksjon er marginalt lavere enn netto utslipp fra energigjenvinning og produksjon/bruk av erstattet energikilde.

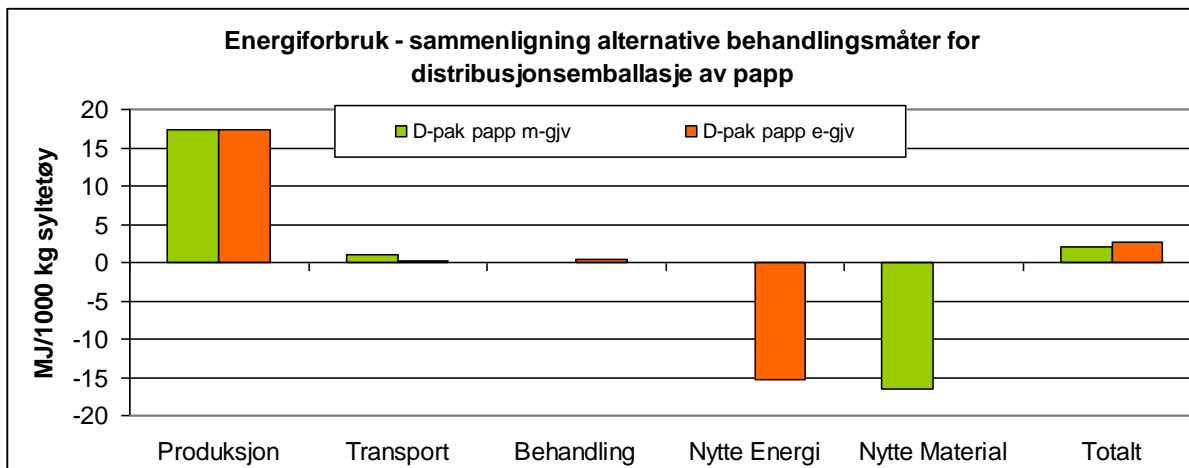
Når det gjelder plast, er resultatene motsatt enn for ovenfor presentert miljøpåvirkningskategorier: energigjenvinning kommer bedr ut enn materialgjenvinning som følge av lavere utslipp fra transport og energigjenvinning, og høyere gevinst fra produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Det er verdt å merke seg at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til forbrent materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

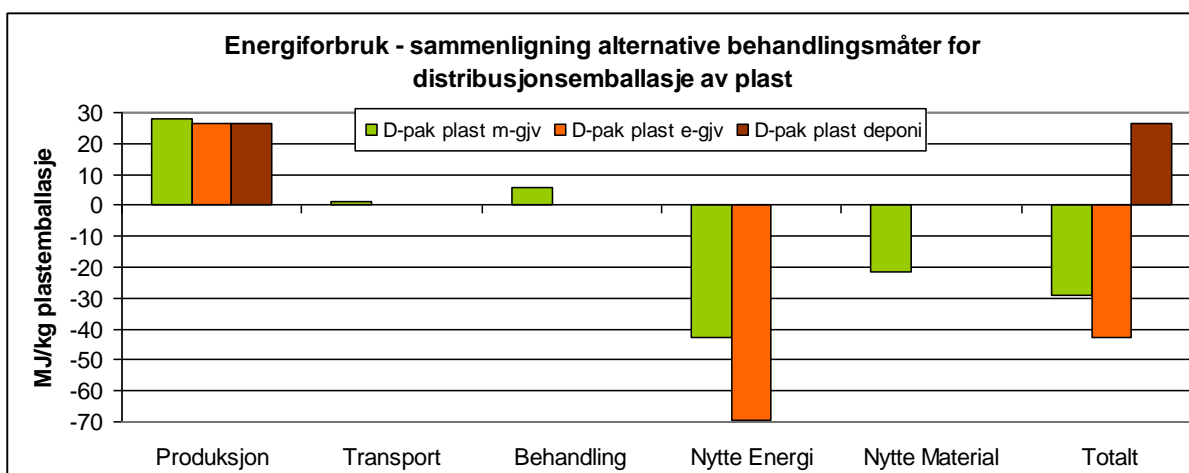
Deponi (gjelder kun plast) kommer ut som den dårligste løsningen som følge av at det ikke medfører noen form for utnyttelse av avfallsressursene og dermed heller ikke noen miljømessige gevinster.

### 3.5 ENERGIFORBRUK

Figur 3.9 og 3.10 viser netto energiforbruk for ulike avhendingsalternativer for distribusjonsemballasje av henholdsvis papp og plast, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 3.9: Netto energiforbruk for alternativene behandlingsmåter for papp.



Figur 3.10: Netto energiforbruk for alternativene behandlingsmåter for plast.

Figur 3.9 og 3.10 viser at resultatene for energiforbruk følger samme trend som resultatene for miljøpåvirkningskategorien smogdannelse: materialgjenvinning gir marginalt lavere nettoutslipp for papp, mens energigjenvinning gir lavest nettoutslipp for plast.

Det betyr at når det gjelder papp, er netto utslippene fra transport, prosessene for materialgjenvinning og erstattet materialproduksjon marginalt lavere enn netto utslipp fra energigjenvinning og produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Resultatet er motsatt for plast da energigjenvinning kommer bedre ut enn materialgjenvinning, først og fremst som følge av tilnærmet null energiforbruk fra energigjenvinning, samt høyere energigevinst fra produksjon/bruk av erstattet energikilde.

Deponi (gjelder kun plast) kommer ut som den dårligste løsningen som følge av at det ikke medfører noen form for utnyttelse av avfallsressursene og dermed heller ikke noen miljømessige gevinster.

Det er verdt å merke seg at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til energiutnyttet materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

### 3.6 OPPSUMMERING MILJØVURDERINGER

Resultatene fra de ulike miljøpåvirkningskategoriene, fordelt på papp og plast, er oppsummert i tabell 3.3 og 3.4 under.

Miljøpåvirknings-kategori	Plast, materialgj.	Plast, energigj.	Plast, deponi
Drivhuseffekt	1	3	2
Forsuring	1	2	3
Overgjødsling	1	3	2
Smogdannelse	2	1	3
Totalt energiforbruk	2	1	3

**Tabell 3.3:** Oppsummering av resultater plast

Materialgjenvinning av plast gir best resultat for 3 av 5 miljøkategorier, mens energigjenvinning gir best resultat for 2 av 5 kategorier. Deponi kommer dårligst ut i alle, bortsett fra 1 miljøpåvirkningskategori.

Miljøpåvirknings-kategori	Papp, materialgj.	Papp, energigj.
Drivhuseffekt	1	2
Forsuring	1	2
Overgjødning	1	2
Smogdannelse	1	2
Totalt energiforbruk	1	2

**Tabell 3.4:** Oppsummering av resultater papp

Materialgjenvinning av papp gir best resultat for alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene.

Det presiseres at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til energiutnyttet materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

## 4 MILJØVURDERING AV FORBRUKEREMBALLASJE MED ULIK MATERIALINTENSITET OG BEHANDLINGSLØSNING

Det er gjennomført miljøvurderinger av de alternative systemene for forbrukeremballasje for syltetøy og påfølgende håndtering av brukt emballasje (jfr. figur 2.2). Resultatene er presentert for følgende miljøpåvirkningskategorier:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Overgjødsling (eutrofiering)
- Smogdannelse (bakkenær ozondannelse)
- Energiforbruk

For beskrivelse av ovennevnte miljøpåvirkningskategorier og potensielle miljøeffekter fra disse, vises til tabell 3.1.

Følgende alternative systemer for syltetøyemballasje og håndtering av brukt emballasje er vurdert (jfr. figur 2.2):

	<b>Emballasjetype (forbrukeremballasje)</b>	<b>Behandlingsmåte ved avhending</b>
Alternativ 1	Glasskrukke	90 % til materialgjenvinning, 10 % til deponi/energigjenvinning
Alternativ 2a	Plastspann	100 % til energigjenvinning
Alternativ 2b	Plastspann	100 % til deponi
Alternativ 2c	Plastspann	37 % kildesortert til materialgjenvinning, de resterende 63 % følger restavfall til energigjenvinning
Alternativ 2d	Plastspann	37 % kildesortert til materialgjenvinning, de resterende 63 % følger restavfall til deponi

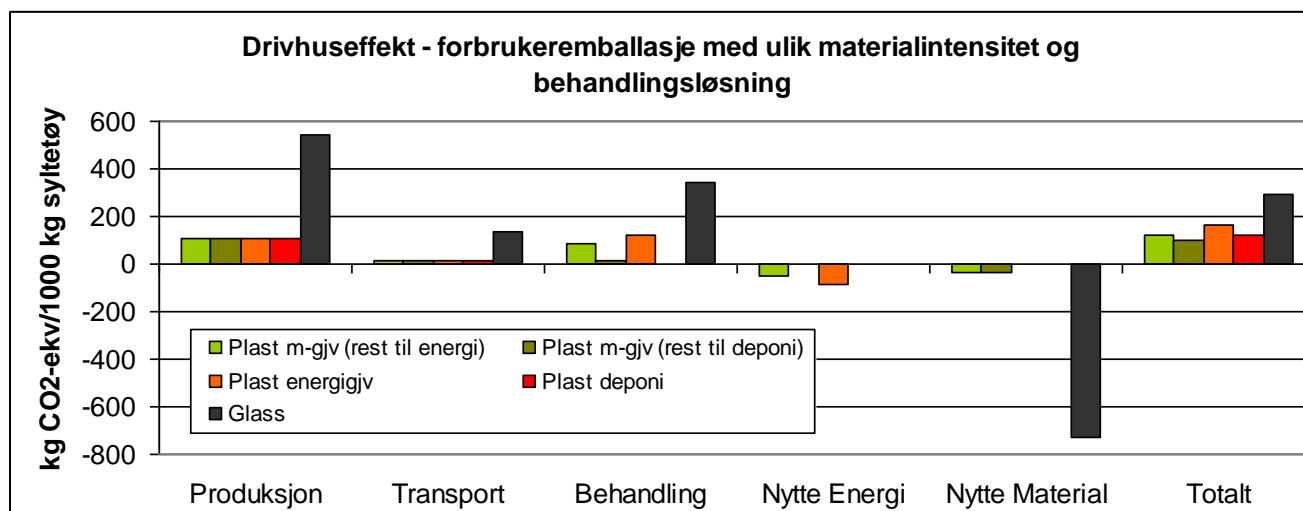
I kapittel 4.1 – 4.5 er resultatene presentert for de ulike miljøpåvirkningskategoriene fordelt over systemenes aktivitet/livsløpstrinn.

Aktivitet/ livsløpstrinn	Beskrivelse
Produksjon	Miljøbelastninger for produksjon av emballasjematerialene som inngår i systemene.
Transport	Miljøbelastning fra alle transportaktiviteter i systemet.
Behandling	Miljøbelastning fra respektive behandlingsmetode for brukt emballasje i de alternative systemene (jfr. figur 2.1).
Nytte energi Negativ verdi = miljøgevinst	Miljøgevinst fra produksjon og bruk av den energi som forutsettes erstattet ved energigjenvinning.
Nytte material Negativ verdi = miljøgevinst	Miljøgevinst fra produksjon de materialer som forutsettes erstattet ved materialgjenvinning.
Total	Totalt miljøregnskap for de alternative systemene for de respektive miljøpåvirkningskategoriene. Dersom summen er negativ, betyr det at systemet (med tilhørende definerte systemgrenser) gir en miljøgevinst (kontra en miljøbelastning dersom positiv sum).

**Tabell 4.1:** Beskrivelse av hva som inkluderes i de ulike aktivitetene (livsløpstrinn).

## 4.1 DRIVHUSEFFEKT

Figur 4.1 viser bidrag til drivhuseffekt for de ulike alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.



**Figur 4.1:** Bidrag til drivhuseffekt, fordelt over systemenes livsløp.

Figur 4.1 viser at systemet med forbrukeremballasje i glass medfører størst netto utslipp av drivhusgasser (vist ved stolpen 'Totalt'). Årsaken til dette er at glass-systemet har høyere miljøbelastninger i alle livsløpstrinn, men dermed også høyere miljøgevinst fra materialgjenvinning. Gvinsten fra materialgjenvinning er likevel ikke stor nok til å veie opp de høyere utslippene fra produksjon, transport og behandling.

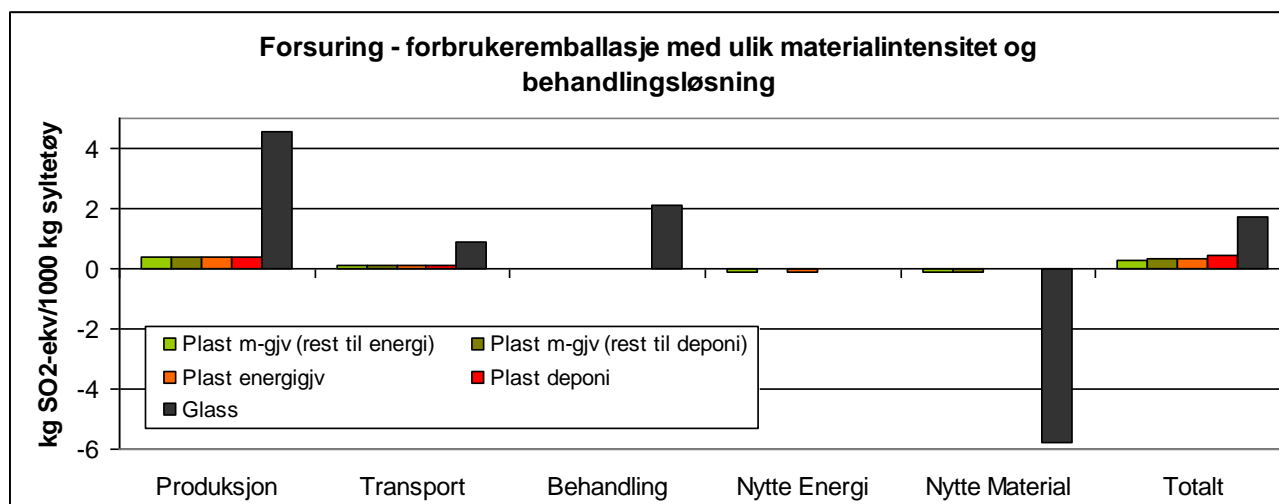
En isolert sammenligning av alternativene med forbrukeremballasje i plast, viser at systemet med kildesortering/materialgjenvinning og restavfall til deponi ('Plast m-gjv (rest til deponi)') medfører lavest netto utslipp av drivhusgasser. De 3 andre plastalternativene medfører i størrelsesorden 24 til 39%-poeng høyere nettoutslipp enn ovennevnte alternativ.

Det er verdt å merke seg at systemet med materialgjenvinning av plast kommer best ut til tross for at det 'kun' er 37% av plastmaterialet som går til materialgjenvinning. Årsaken til materialgjenvinningsalternativet med deponi som restavfallsbehandling kommer best ut, er at materialgjenvinning medfører sparte nettoutslipp (større besparelse i utslipp enn det er utslipp fra transport/behandling) i tillegg til at deponi bidrar til nettoutslipp = null som følge av at plast er et ikke nedbrytbart materiale. Det betyr deponi ikke medfører utslipp ved behandling (utover transport), men det medfører heller ingen nytte/gevinst fra erstattet material/energi. Når det gjelder energigjenvinning av plast, er nettoutslippene positive, altså medfører forbrenning av plast større utslipp av drivhusgasser enn det man sparer ved erstatning av annen energi. Dermed blir materialgjenvinning med deponi som restavfallsbehandling bedre enn materialgjenvinning med energigjenvinning som restavfallsbehandling for drivhuseffekt.

I systemet med glass som forbrukeremballasje utgjør transportbelastningene ca 45% av systemets netto miljøbelastning, mens det i systemene med plast som forbrukeremballasje utgjør mellom 10 og 15%.

## 4.2 FORSURING

Figur 4.2 viser bidrag til forsuring for de ulike alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 4.2: Bidrag til forsuring, fordelt på de ulike aktiviteter.

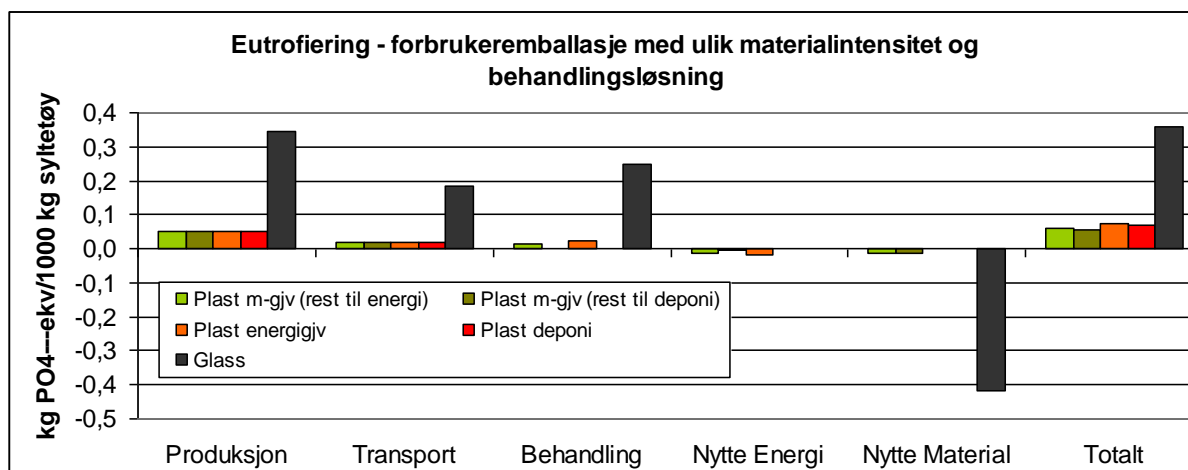
Fra figuren over sees at resultatene for forsuring viser den samme trend som drivhuseffekt: systemene med plast som forbrukeremballasje medfører lavere netto bidrag til forsuring enn systemet med glass som forbrukeremballasje. Årsaken til dette er at glass-systemet har høyere miljøbelastning i alle livsløpstrinn, men dermed også høyere miljøgevinst fra materialgjenvinningen. Miljøgevinsten er likevel ikke stor nok til å veie opp de høyere utslippene fra produksjon, transport og behandling.

En isolert sammenligning av alternativene med forbrukeremballasje i plast, viser at systemet 'Plast m-gjv (rest til energi)' gir lavest netto bidrag til forsuring. De 3 andre plastalternativene medfører i størrelsesorden 26 til 68% -poeng høyere nettoutslipp enn ovennevnte alternativ.

I systemet med glass som forbrukeremballasje utgjør transportbelastningene ca 50% av systemets netto miljøbelastning, mens det i systemene med plast som forbrukeremballasje utgjør mellom 20 og 30%.

### 4.3 OVERGJØDSLING (EUTROFIERING)

Figur 4.3 viser bidrag til overgjødning for de alternative systemene, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 4.3: Bidrag til overgjødning (eutrofiering), fordelt på de ulike aktiviteter.

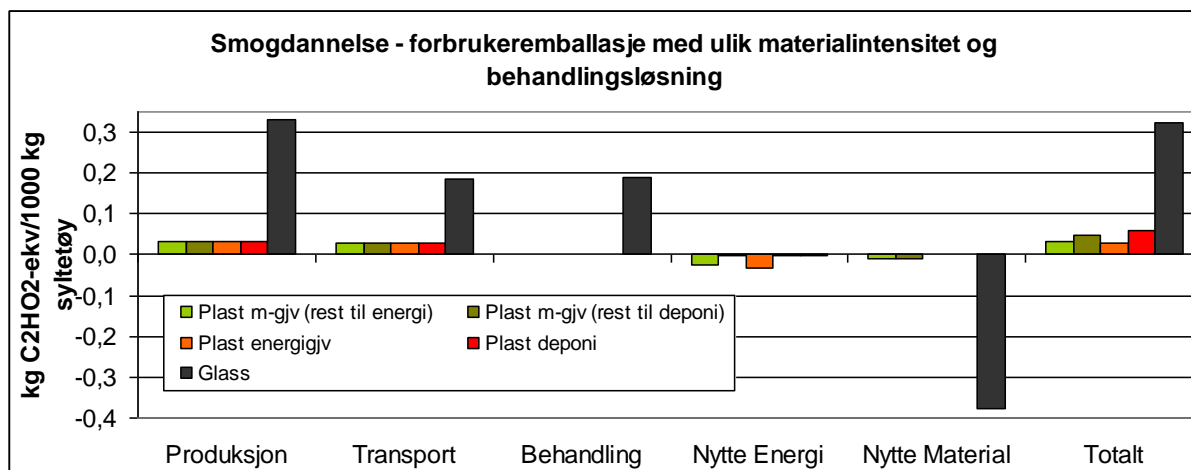
Resultatene for overgjødning viser den samme trend som ovenfor presenterte resultater (drivhuseffekt og forsuring): systemene med plast som forbrukeremballasje medfører betydelig lavere netto bidrag til overgjødning enn systemet med glass som forbrukeremballasje. Årsaken til dette er at glass-systemet har høyere miljøbelastning i alle livsløpstrinn, men dermed også høyere miljøgevinst fra materialgjenvinningen. Miljøgevinsten er likevel ikke stor nok til å veie opp de høyere utslippene fra produksjon, transport og behandling.

En isolert sammenligning av alternativene med forbrukeremballasje i plast, viser at systemene med kildesortering til materialgjenvinning gir lavest netto bidrag til overgjødning. Systemene uten kildesortering medfører henholdsvis 23 og 32%-poeng høyere nettoutslipp enn kildesorteringsalternativene.

I systemet med glass som forbrukeremballasje utgjør transportbelastningene ca 50% av systemets netto miljøbelastning, mens det i systemene med plast som forbrukeremballasje utgjør rundt 30%.

#### 4.4 SMOGDANNELSE

Figur 4.4 viser bidrag til smogdannelse (bakkenær ozondannelse) for de alternative systemene, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 4.4: Bidrag til smogdannelse, fordelt på de ulike aktiviteter.

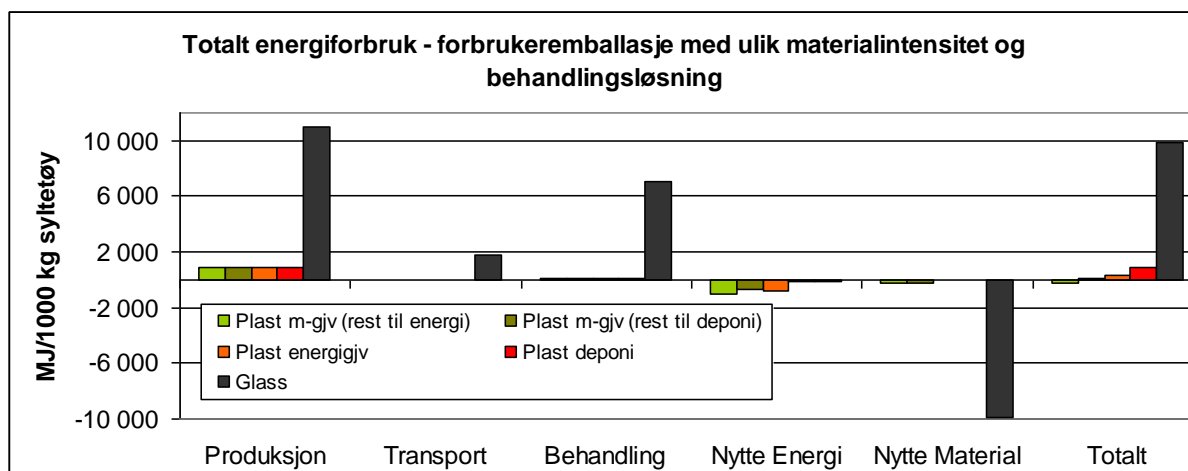
Resultatene for smogdannelse viser den samme trend som ovenfor presenterte resultater systemene med plast som forbrukeremballasje medfører betydelig lavere netto bidrag til smogdannelse enn systemet med glass som forbrukeremballasje. Årsaken til dette er at glass-systemet har høyere miljøbelastning i alle livsløpstrinn, men dermed også høyere miljøgevinst fra materialgjenvinningen. Miljøgevinsten er likevel ikke stor nok til å veie opp de høyere utslippene fra produksjon, transport og behandling.

En isolert sammenligning av alternativene med forbrukeremballasje i plast, viser at systemene med energigjenvinning gir lavest netto bidrag til smogdannelse. Systemene med deponi medfører henholdsvis ca 50 og 100%-poeng høyere nettoutslipp enn systemene med energigjenvinning som følge av at det medfører reduserte sparte utslipp av smogdannende utslipp.

I systemet med glass som forbrukeremballasje utgjør transportbelastningene ca 60% av systemets netto miljøbelastning, mens det i systemene med plast som forbrukeremballasje utgjør mellom 50 og 90%.

#### 4.5 TOTALT ENERGIFORBRUK

Figur 4.5 viser totalt energiforbruk for de alternative systemene, fordelt på de ulike aktiviteter.



Figur 4.5: Totalt energiforbruk, fordelt på de ulike aktiviteter.

Også for energiforbruk kommer systemene med plast som forbrukeremballasje bedre ut med betydelig lavere energiforbruk enn systemet med glass som forbrukeremballasje, av samme årsak som beskrevet i ovenstående kapitler.

En isolert sammenligning av systemene med plast som forbrukeremballasje, viser at alternativene med materialgjenvinning med restavfall til energigjenvinning gir best resultat med et negativt netto energiforbruk på -200 MJ/kg sylvetøy. Det betyr at det definerte systemet med tilhørende systemgrenser isolert sett tilfører omgivelsene mer energi enn det forbraker som følge av spart energiforbruk ved hhv material- og energigjenvinning.

Nest beste alternativ er materialgjenvinning med restavfall til deponi med et netto energiforbruk på ca 150 MJ/kg sylvetøy. Deretter kommer systemet uten kildesortering med all plastemballasje til energigjenvinning, og dårligst ut kommer systemet uten kildesortering med all plastemballasje til deponi.

Dette viser at materialgjenvinning av plastemballasje medfører størst energibesparelse som følge av spart energi ved produksjon av jomfruelig plast.

Energiforbruk fra transportene er tilnærmet neglisjerbare i forhold til det totale energiforbruket i systemene (bortsett fra for glass).

## 4.6 OPPSUMMERING MILJØVURDERINGER

Tabell 4.2 gir en rangering av de ulike alternativene innenfor de undersøkte miljøbelastningskategoriene.

Miljøpåvirknings-kategori	Glass	Plast, materialgj. og rest til energi	Plast, materialgj. og rest til deponi	Plast, energigj.	Plast, deponi
Drivhuseffekt	5	3	1	4	2
Forsuring	5	1	2	2	4
Overgjødsling	5	2	1	3	4
Smogdannelse	5	2	3	1	4
Totalt energiforbruk	5	1	2	3	4

**Tabell 4.2:** Oppsummering og rangering av resultatene.

Materialgjenvinningsalternativene gir best resultat for 4 av de 5 vurderte miljøpåvirkningskategorier. Det er da forutsatt gjennomsnittlig innsamlingsgrad på 37%, tilsvarer gjennomsnitt for norske husholdninger med hentesystem

Glass-systemet medfører dårligst resultat for alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene. Årsaken til dette er at systemet har høyere miljøbelastninger i alle livsløpstrinn, men dermed også høyere miljøgevinst fra materialgjenvinning. Gevinsten fra materialgjenvinning er likevel ikke stor nok til å veie opp de høyere utslippene fra produksjon, transport og behandling

Det presiseres at det i analysen kun er lagt inn 'en loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til forbrent materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

På tross av at systemet med forbrukeremballasje i glass viser dårligere miljøprestasjon enn plastboksen i alle kategorier undersøkt her, betyr det ikke nødvendigvis at konklusjonen har

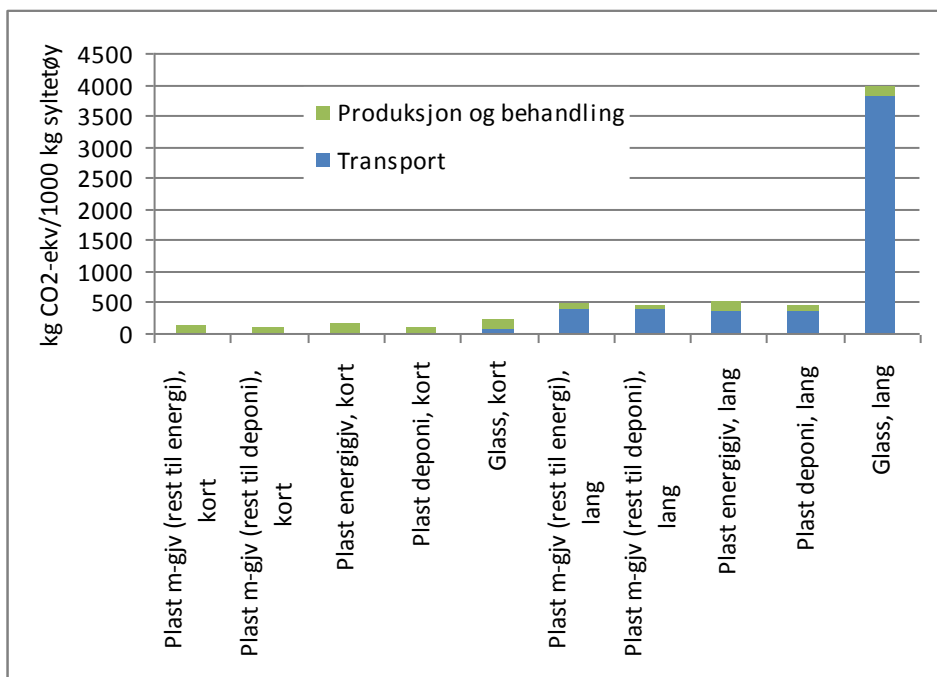
generell gyldighet. Blant annet er det forutsatt at innsamlet glass benyttes til produksjon av nytt glass til emballasje, noe som i mindre grad er gjeldende for norske forhold i dag der mesteparten av resirkulert glass i dag går til produksjon av produkter som isolasjon og glassbetong (Glass- og metallgjenvinning). Det vil derfor være interessant å vurdere hvordan dette vil slå ut i analysene.

## 5 FØLSOMHETSANALYSER

### 5.1 TRANSPORTAVSTANDER OG FYLLINGSGRADER

Det er gjennomført en følsomhetsberegning som sammenligner et scenario med relativt kort transportavstand og høy fyllingsgrad kontra et scenario med lang transportavstand og lav fyllingsgrad. Alle scenarioene gjelder for et system tilsvarende systemene med forbrukeremballasje med ulik materialintensitet (forutsetninger beskrevet i kapittel 2.1.2 og resultater presentert i kapittel 5). Det betyr at hele systemet tatt med, fra produksjon av emballasje til syltetøyproduzent, via grossist, butikk og forbruker og helt til endelig avhending og behandling.

Resultatene for drivhuseffekt fra beregningen er vist i figur 5.1, fordelt på livsløpstrinnene/aktivitetene 'Transport' og 'Produksjon og behandling'.

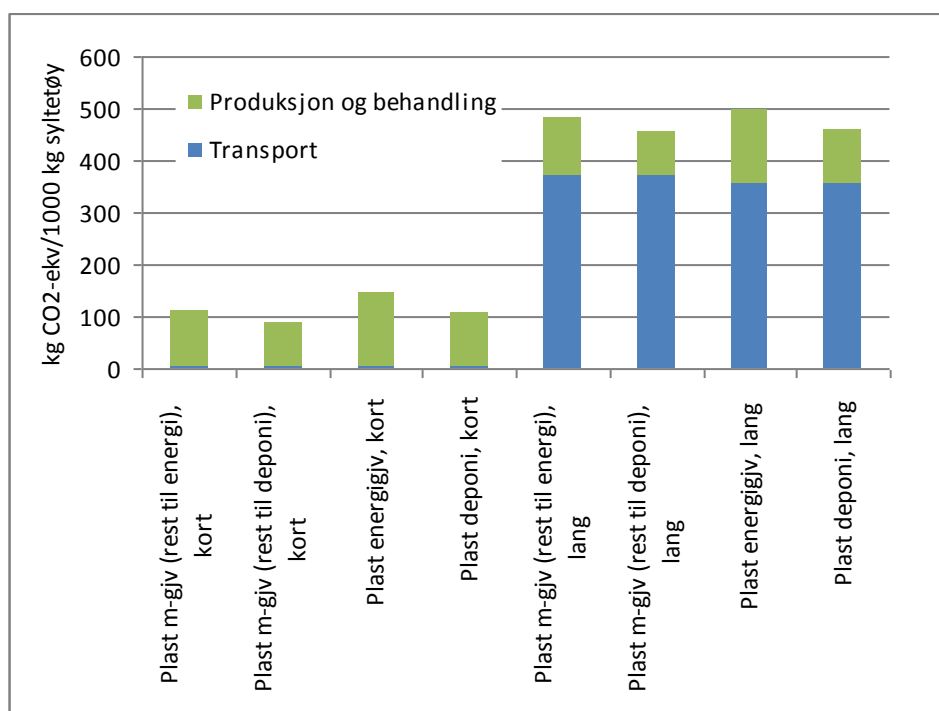


**Figur 5.1:** Bidrag til kategorien drivhuseffekt [kg CO2-ekv] for scenarioer med kort og lang transport

Figuren viser at lang-transport-scenarioene følger medfører større bidrag til drivhuseffekt enn kort-transport-scenarioene. Videre sees for kort-transport-scenarioene at glassalternativet

fortsatt er høyest, men at forskjellene mellom glass- og plast-systemene er redusert. Scenarioet med lang transport viser, ikke overraskende, at glass-systemet gir det desidert største bidraget til drivhuseffekt. Det er også verdt å merke seg at glass-systemet med kort transport gir bedre resultat enn plast-systemene med lang transport.

For å få bedre oversikt over hvordan transportarbeidet virker inn på ulike behandlingsformer for plastemballasje, er resultatene for glass fjernet i figur 5.2 nedenfor.



**Figur 5.2:** Bidrag til drivhuseffekt [kg CO2-ekv] for scenarioer med korte og lange transportavstander med ulike behandlingsformer for plastemballasje

Også her sees at lange transportavstander følgelig øker miljøbelastningene. Man ser også at forskjellene mellom systemene ikke endres vesentlig ved lang transport i forhold til kort transport. Plast til materialgjenvinning med rest til deponi gir lavest bidrag til drivhusgasser for begge scenarioene og ren energigjenvinning gir fortsatt størst utslipp av klimagasser

Resultatene for de andre undersøkte miljøbelastningskategoriene viser tilsvarende trend hvor energigjenvinning og deponi relativt sett gir bedre miljøpresentasjonen i forhold til materialgjenvinning når transportavstandene øker. Grafene er gitt i vedlegg V4.

## 5.2 TRANSPORT KONTRA BEHANDLINGSFORM FOR FORBRUKER- OG DISTRIBUSJONSEMBALLASJE

I det følgende er det beregnet hvor langt man må transportere emballasjen etter endt bruk for at det ikke skal lønne seg med materialgjenvinning kontra energigjenvinning og deponi. For disse beregningene er det ikke tatt hensyn til transportledd før endt bruk av emballasje. Resultatene er derfor bare knyttet til hva man skal gjøre fra emballasjen har blitt til avfall og ikke for et totalsystem. I tillegg er det bare sett på miljøpåvirkninger knyttet til utslipp, ikke på ressursforbruk.

Den generelle formelen som er benyttet for å finne krysningpunktene er:

Total miljøpåvirkning fra alle ledd i håndtering knyttet til energigjenvinning eller deponi = Total miljøpåvirkning fra alle ledd i håndtering knyttet til materialgjenvinning – miljøpåvirkning fra transport + X km \* miljøpåvirkning per km transport

### 5.2.1 Krysningpunkter for avhending av plast i forbrukeremballasje

Tabell 5.1 gir avstandene man må kjøre for at det skal bli fordelaktig å benytte andre behandlingsformer enn materialgjenvinning for plast som forbrukeremballasje (PP).

Miljøpåvirknings-kategori	Transportavstand til krysningpunkt, energigjenvinning [km]	Transportavstand til krysningpunkt, deponi [km]
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP) [CO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	2998	1572
Forsuring [SO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	713	1410
Overgjødsling (eutrofiering) [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekvivalenter]	829	709
Smog-dannelse (Bakkenær ozondannelse) [C <sub>2</sub> HO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	-269	571

**Tabell 5.1:** Transportavstander [km] nødvendig for at andre behandlingsformer enn materialgjenvinning skal være gunstige for plast i forbrukeremballasje (PP)

Med unntak av kategorien ”smogdannelse” må man kjøre minst 709 kilometer fra husholdningene (der plastboksen genereres til avfall) til behandlingsanlegg for at noen annen behandlingsform enn materialgjenvinning skal være mer miljøvennlig for behandling av plast.

Den negative verdien i forhold til energigjenvinning når det gjelder smogdannelse tilsier at energigjenvinning er mer gunstig enn materialgjenvinning for denne kategorien (jfr resultatene i kap 3, figur 3.8).

Når man holder resultatene opp mot avstanden fra en norsk gjennomsnittshusholdning til behandlingsanlegget til Swerec (583 km), synes det som man kan konkludere med at materialgjenvinning er den gunstigste behandlingsform for plast.

### 5.2.2 Krysningspunkter for avhending av plast i distribusjonsemballasje

Den andre beregningen dreier seg om plast som distribusjonsemballasje (PE), altså den platen som brukes til å forsegle kartonger på paller. Tabell 5.2 gir avstandene (fra der brukt plastemballasje oppstår til materialgjenvinningsanlegg) platen må fraktes for at ikke materialgjenvinning skal være gunstigere enn alternative behandlingsformer.

Miljøpåvirknings-kategori	Transportavstand til krysningspunkt, energigjenvinning [km]	Transportavstand til krysningspunkt, deponi [km]
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP) [CO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	1521	1173
Forsuring [SO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	685	1988
Overgjødning (eutrofiering) [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekvivalenter]	1679	600
Smog-dannelse (Bakkenær ozondannelse) [C <sub>2</sub> HO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	-67	940

**Tabell 5.2:** Transportavstander [km] nødvendig for at andre behandlingsformer enn materialgjenvinning skal være gunstige for plast i distribusjonsemballasje (PE)

Likeledes som for platen i forbrukeremballasjen er det også her nødvendig med lengre transportavstander enn avstanden til en gjennomsnittsforbruker (som vi også antar er

avstanden til en gjennomsnittsbutikk) for at alternative behandlingsformer skal være gunstigere enn materialgjenvinning for alle kategorier, unntatt ”Smogdannelse”.

### 5.2.3 Krysningpunkt mellom material- og energigjenvinning for papp

Den siste beregningen av krysningpunkter mellom ulike behandlingsformer tar for seg alternativene material- og energigjenvinning av pappemballasje (bølgepapp). Tabell 5.3 gir avstandene (fra der brukt pappemballasje oppstår til materialgjenvinningsanlegg) for at energigjenvinning skal være et gunstigere alternativ.

Miljøpåvirknings-kategori	Transportavstand til krysningpunkt mellom material og energigjenvinning [km]
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP) [CO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	386
Forsuring [SO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	470
Overgjødning (eutrofiering) [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekvivalenter]	1192
Smog-dannelse (Bakkenær ozondannelse) [C <sub>2</sub> HO <sub>2</sub> -ekvivalenter]	174

**Tabell 5.3:** Transportavstander [km] nødvendig for at energigjenvinning skal ha bedre miljøprestasjon enn materialgjenvinning av bølgepapp.

Avstanden fra Dokka til Sarpsborg hvor pappen gjenvinnes er ca 230 km. Det vil si at for alle kategoriene bortsett fra ”Smogdannelse” vil det lønne seg å materialgjenvinne papp for en ’gjennomsnittsnordmann’.

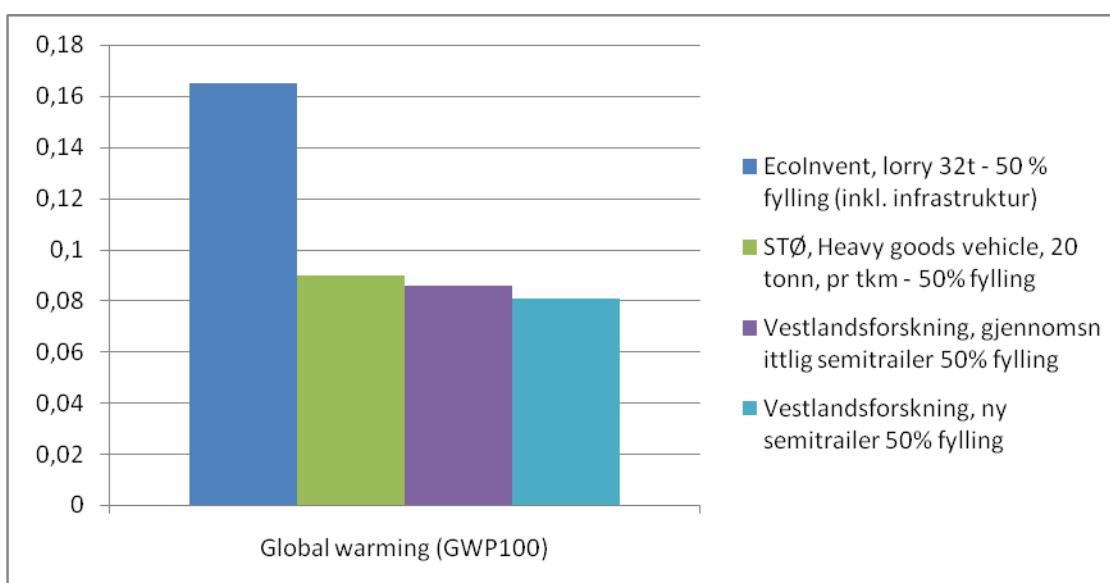
Resultatene for følsomhetsberegningene i dette kapittelet er avhengig av en del forutsetninger som igjen kunne vært gjenstand for nye følsomhetsberegninger. Spesielt gjelder dette hvilke materialer som blir erstattet ved materialgjenvinning, hvilke energibærere som erstattes ved energigjenvinning og hvor stor fyllingsgrad man har på de ulike transportene.

### 5.3 FØLSOMHET FOR VALG AV TRANSPORTDATA

Underlagsdataene er av stor betydning for resultatene i en livsløpsvurdering (LCA). De neste kapitlene presenterer viser variasjoner i miljøbelastninger for utslipp fra kjøretøy fra ulike datakilder.

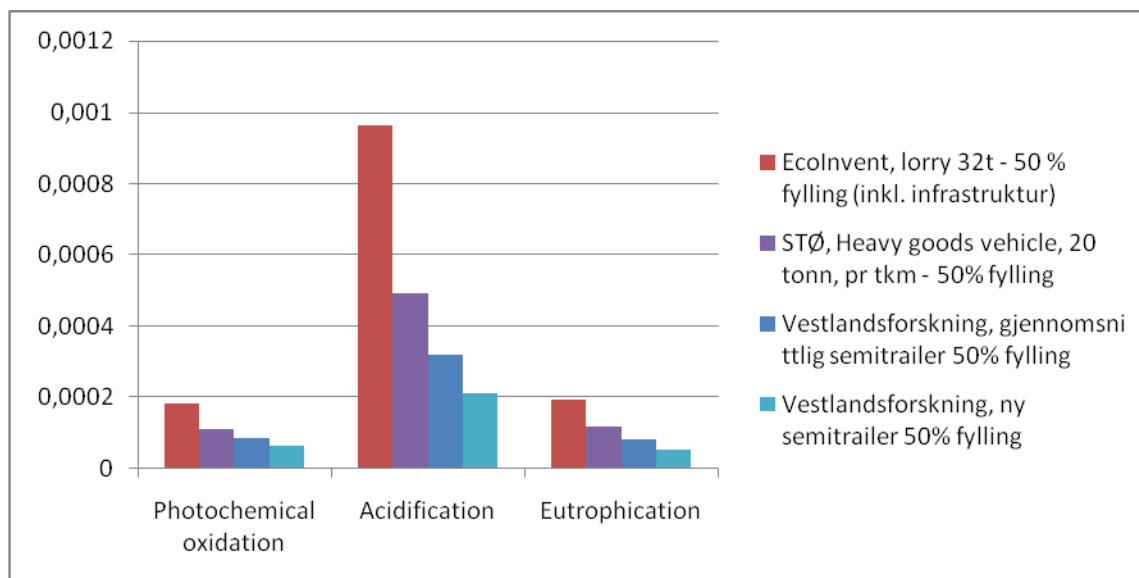
#### 5.3.1 Utslipp fra semitrailer

Figur 5.3 nedenfor viser utslipp forbundet med global oppvarming per tonkm for semitrailer fra ulike datakilder.



**Figur 5.3:** Bidrag til Global oppvarming [CO<sub>2</sub>-ekv.] for semitrailere fra ulike datakilder for kjøring av ett tonn gods én km

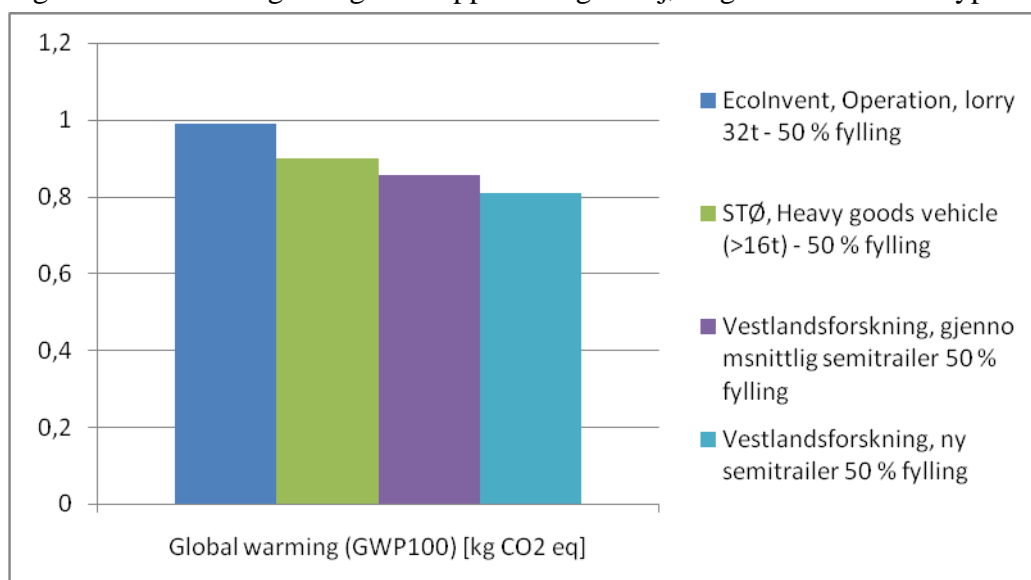
Utslippsdataene viser at miljøbelastningene knyttet til kjøring av ett tonn gods er nesten dobbelt så stort ved bruk av EcoInvent-databasen enn ved bruk av tre norske datakilder. De tre andre datakildene gir noenlunde like resultater. Analysene i dette prosjektet benytter data fra STØs databaser. Figur 5.4 viser hvordan bildet er for utslipp til andre miljøpåvirkningskategorier.



**Figur 5.4:** Bidrag til smogdannelse, forsuring og eutrofiering for semitrailere fra ulike datakilder for kjøring av ett tonn gods én km

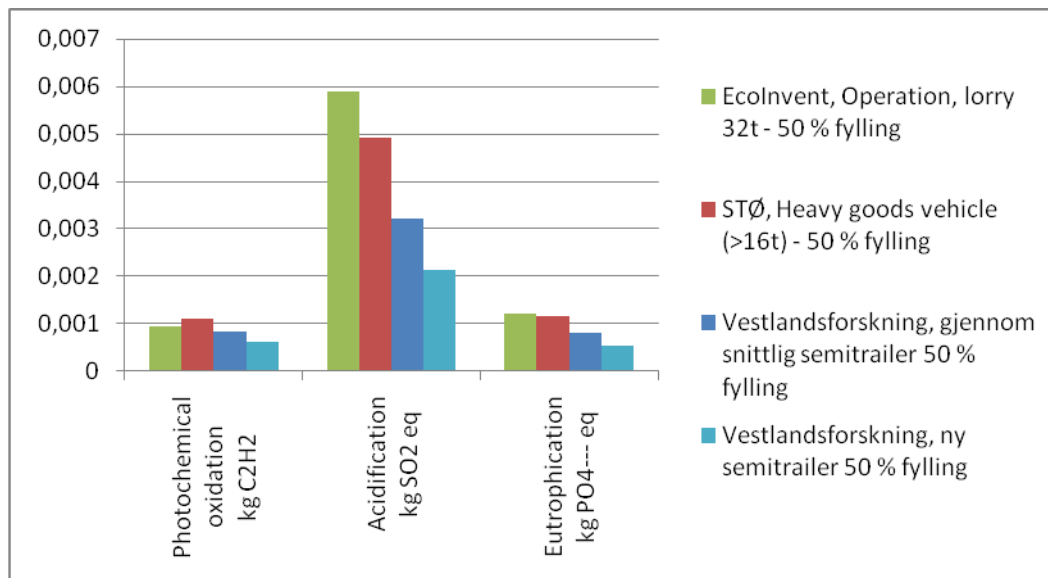
Bildet er omtrent det samme for utslipp til smogdannelse, forsuring og eutrofiering som det var for global oppvarming. EcoInvent-dataene ligger omtrent dobbelt så høyt som nærmeste datasett. Variasjonene i de tre andre datasettene er noe større her enn for kategorien global oppvarming (drivhuseffekt).

Den store forskjellen mellom utslipp fra EcoInvent-data og data fra STØ og Vestlandsforskning gjør det nødvendig å undersøke hvor det ekstra bidraget kan komme fra. Figur 5.5 viser bidraget til global oppvarming fra kjøring av ulike lastebiltyper.



**Figur 5.5:** Utslipp ved kjøring av semitrailer fra ulike datakilder

Også her er dataene fra EcoInvent noe høyere, men ikke i nærheten av samme størrelsesorden som i Figur 5.3. Det indikerer at bidraget fra infrastruktur er stort. Det er også testet hvordan andre utslippskategorier ser ut om bare kjøring av semitrailer inkluderes. Dette vises i Figur 5.6.

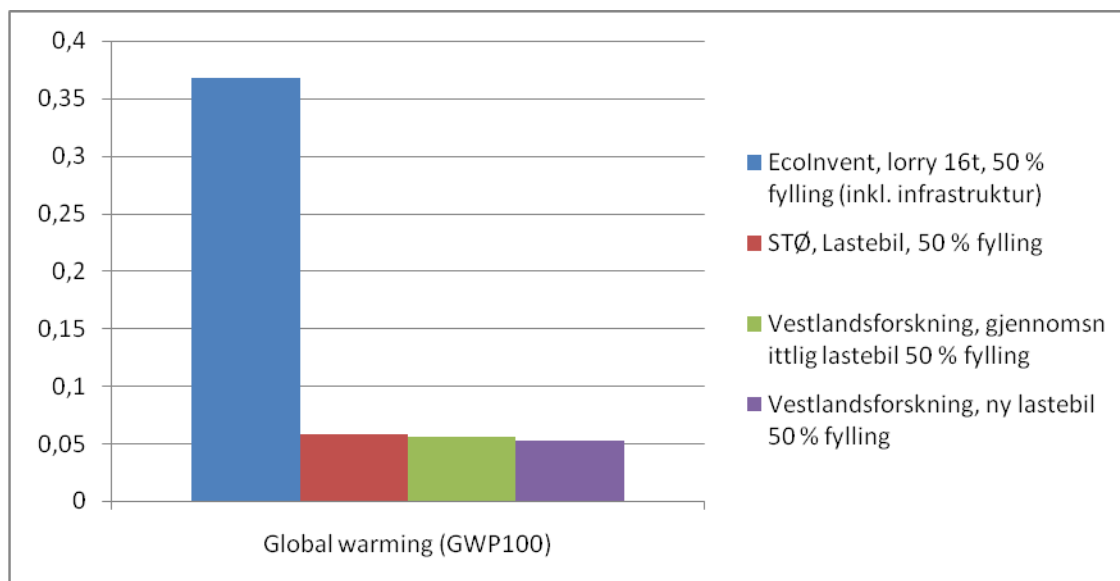


**Figur 5.6:** Utslipp til miljøpåvirkningskategoriene smogdannelse, forsurening og eutrofiering ved kjøring av semitrailer

Som for global oppvarming er utslippene også til de andre kategoriene ganske like når man sammenligner utslippsdata kun forbundet med kjøring av semitrailer. Konklusjonen er likedan som ovenfor; bidraget fra infrastruktur må være stort mens dataene ellers ser ut til å være i forholdsvis god overensstemmelse.

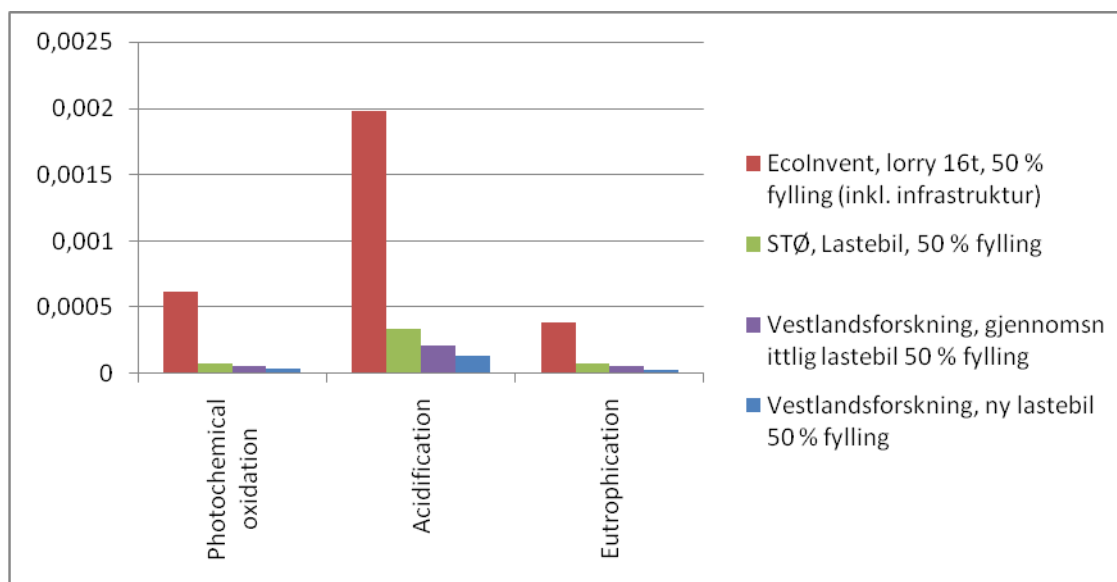
### 5.3.2 Utslipp fra lastebil

Den andre kategorien kjøretøy som er benyttet i stor grad er en lastebil med antatt nyttelast mellom 7,5 og 15 tonn. Figur 5.7 viser bidrag til global oppvarming for kjøring av lastebil fra ulike datakilder.



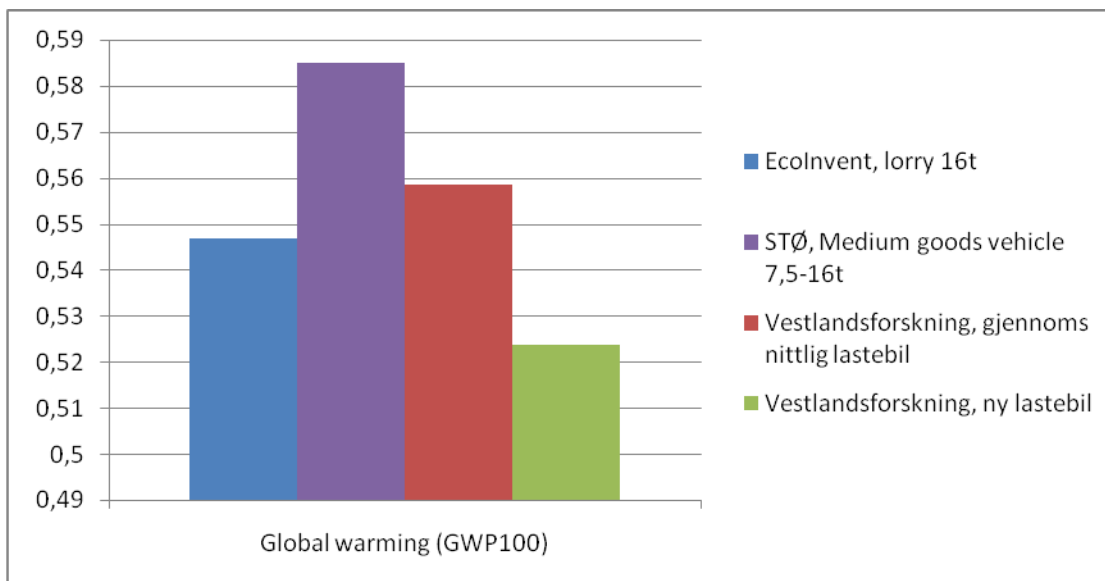
**Figur 5.7:** Bidrag til Global oppvarming [CO<sub>2</sub>-ekv.] for lastebiler fra ulike datakilder for kjøring av ett tonn gods én km

For global oppvarming er differansen mellom data fra EcoInvent-databasen og de andre datakildene enda større for kategorien ”lastebiler” enn hva den var for ”semitrailere”. Figur 5.8 viser hvordan bildet ser ut for de andre miljøpåvirkningskategoriene.



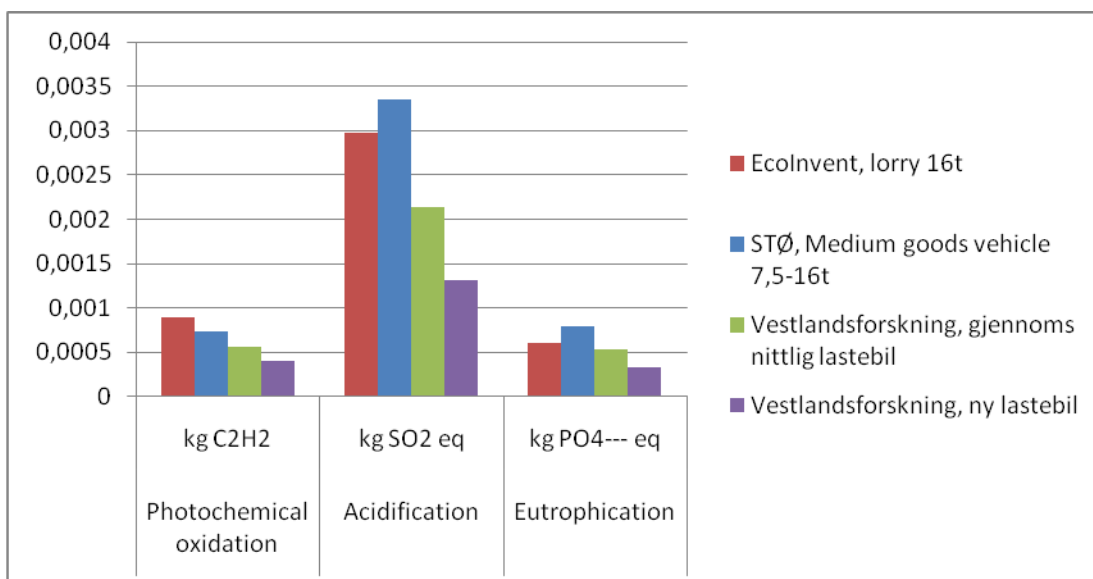
**Figur 5.8:** Bidrag til smogdannelse, forsurening og eutrofiering [CO<sub>2</sub>-ekv.] for lastebiler fra ulike datakilder for kjøring av ett tonn gods én km

Også her er differansene større enn de var for semitrailere, og utslippene fra EcoInvent-databasen ligger flere ganger så høyt som for de andre datakildene. Også her vil det undersøkes hvordan utslippsdata for kjøring ser ut.



**Figur 5.9:** Bidrag til global oppvarming fra kjøring av lastebil én km

For kategorien ”Global oppvarming” ligger utslippsdataene i STØ-databasen høyere enn tilsvarende fra EcoInvent-databasen. Det tilsier at bidraget fra infrastruktur er enda større for denne kategorien kjøretøy enn hva det var for den forrige. Figur 5.10 viser hvordan forholdet er for andre miljøpåvirkingskategorier.



**Figur 5.10:** Bidrag til smogdannelse, forsurening og eutrofiering fra kjøring av lastebil én km

Som for ”global oppvarming”, ligger data fra STØ-databasen høyere også i to andre kategorier. Det underbygger hvilket bidrag infrastruktur gir i EcoInvent-databasen. Dataene

fra Vestlandsforskning ligger lavere enn de andre dataene for alle kategorier. Dette skyldes nok at disse er nye utslippsdata for kjøretøy og utslippene fra kjøretøy synker for hvert år.

Når det gjelder den tredje kjøretøykategorien som utgjør en viktig del av studien, nemlig renovasjonsbiler, er denne utelatt fra følsomhetsberegningene. Vestlandsforskning (2007) anbefaler å behandle utslipp fra denne kategorien som identiske med dem fra semitrailere, på tross av at renovasjonsbiler har et annet kjøremønster enn kjøretøyer i godstrafikk, blant annet med mye start og stopp og mye kjøring under 40 km i timen.

Resultatene fra dette delkapittelet viser at de ulike datakildene har forholdsvis like utslippstall når det gjelder ”ren” kjøring av semitrailer og lastebil. Når man derimot sammenligner kjøring av gods er data fra EcoInvent-databasen utvidet til også å inkludere bidrag til miljøpåvirkninger fra infrastruktur. Denne forskjellen i forutsetninger gjør at EcoInvent-dataene gir om lag dobbelt så høye miljøbelastninger i alle kategorier.

Hvorvidt man inkluderer infrastruktur vil ikke endre konklusjonene i forhold til valg mellom plast og glass, da glass bare vil komme dårligere ut når miljøbelastningene knyttet til transportarbeidet øker. Når det gjelder valg mellom ulike behandlingsformer for plast og papp vil forskjellene i datakildene imidlertid spille inn og gjøre materialgjenvinning relativt mindre attraktivt. Siden miljøpåvirkningene knyttet til EcoInvent-transportdataene er omtrent dobbelt så høye som for dataene benyttet i hovedscenariot og i de to første følsomhetsberegningene kan man halvere transportavstandene oppgitt i kapittel 5.2 om man i stedet bruker data fra EcoInvent-databasen.

Det bør også presiseres at bidrag til miljøpåvirkninger fra infrastruktur også er utelatt for de andre behandlingsalternativene. Det vil si at anlegg og overføringsnett for distribusjon av elektrisitet eller fjernvarme ikke er inkludert i energigjenvinningsalternativet. Generelt kan man si at deponialternativet derfor ”taper” mest på at infrastruktur ikke er inkludert. På den annen side ”tjener” deponialternativet på at miljøpåvirkningskategorier som arealbruk og toksisitet er utelatt.

## 6 KONKLUSJONER

---

Følgende analyser er gjennomført i prosjektet:

1. Miljøvurdering for sammenligning av ulike behandlingsformer for brukt distribusjonsemballasje, plast og papp
2. Miljøvurdering for sammenligning av forbrukeremballasjer for syltetøy med høy og lav materialintensitet (glass og plast), og med ulike behandlingsformer (plast)
3. Følsomhetsberegninger for å undersøke hvor sensitive resultatene er med hensyn til transportarbeid og ulike kilder for transportdata.

### **Sammenligning av behandlingsformer for brukt distribusjonsemballasje**

- Materialgjenvinning er miljømessig bedre enn energigjenvinning i alle undersøkte miljøkategorier for papp.
- Materialgjenvinning er best i 3 av 5 kategorier for plast.
- I analysene er det lagt inn 'én loop' i materialgjenvinningsalternativet, noe som medfører at potensialet for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning ikke er inkludert. Resirkulert materiale representerer fortsatt et betydelig material- og energipotensial, i motsetning til forbrent materiale som har 'brukt opp' fremtidig energi- og materialpotensial.

### **Sammenligning av forbrukeremballasjer med høy og lav materialintensitet**

- Alternativene med plastboks som forbrukeremballasje viser bedre miljøprestasjon enn alternativet med glasskrukke for alle de undersøkte miljøpåvirkningskategoriene.
- Materialgjenvinning av plastboksen gir best miljøprestasjon for 4 av 5 analyserte miljøpåvirkningskategorier, til tross for at det kun er 37% av plastmaterialet som går til materialgjenvinning. Også her gjelder forutsetningen om 'én loop' i materialgjenvinningsalternativet, og dermed redusert potensial for ytterligere miljøgevinst ved påfølgende material- og/eller energigjenvinning.

### **Følsomhetsberegninger for transport**

- Resultatene er robuste i forhold til transport, både når det gjelder avstander og ulike datakilder.

- Følsomhetsberegninger utført for å finne hvor lange transportavstander som må til for at energigjenvinning skal være mer gunstig enn materialgjenvinning viser at resultatene for hovedscenarioet er konsistente i forhold til bostedet til en gjennomsnittsnordmann.
- Et usikkerhetsmoment finnes riktignok i forbindelse med hvorvidt infrastruktur skal inkluderes i forhold til transport. Dette er metodiske problemstillinger som også diskuteres internasjonalt (Frischknecht, 2007)

### **Andre forhold**

Selv om dette studiet gir noen konklusjoner i forhold til hvordan ulike emballasjetyper og behandling av disse virker inn på ulike miljøpåvirkningskategorier, er det likevel elementer som er utelatt som kan være viktige. For eksempel har i mange tilfeller selve produktet langt høyere miljøbelastning enn emballasjen. En emballasje med noe høyere miljøpåvirkning som gjør at mindre av produktet går til spille kan derfor ha en positiv miljøeffekt. Slike forhold er det viktig å ha oversikt over før endelige strategiske beslutninger tas.

---

## 7 FORSLAG TIL VIDERE ARBEID

---

Områder som er viktige, men som ikke er studert i detalj i denne studien, er de konkrete miljøbelastningene knyttet til ulike behandlingsformer. I denne studien er det benyttet generelle og/eller gjennomsnittlige data om hvilke materialer som blir erstattet ved materialgjenvinning og hvilke energibærere som erstattes ved energigjenvinning. Disse forutsetningene kan være nyttig å undersøke nærmere. En slik undersøkelse bør søke å innhente konkrete data på utslipp og miljøbelastninger forbundet med fremstilling av ”nye” produkter basert på materialgjenvunnet materiale (for eksempel glassbetong, glassvatt, og fleece) og holde disse opp mot flere alternativer for energigjenvinning (hvilken energikile/bærer blir faktisk erstattet).

En av begrensningene ved dette studiet er at systemgrensene bare rommer emballasjen og ikke selve produktet, altså syltetøyet. Bortsett fra et enkelt svinneforsøk for å finne mengde emballasje nødvendig for å oppfylle funksjonell enhet, er det ikke tatt hensyn til emballasjenes evne til å oppfylle kundens behov, hvor behov her er knyttet til hvor mye av et produkt som kundene reelt kan konsumere. En studie av hvordan forbrukere faktisk forholder seg til ulike emballasjetyper og størrelser kunne gi bedre innsikt i ulike emballasjers innvirkning på totale miljøbelastninger.

## 8 REFERANSER

---

Andersen (2001): Transport, miljø og kostnader: oppdatering av database for energibruk, utslipp til luft, samfunnsøkonomiske kostnader og ulykkesrisiko ved ulike former for gods- og persontransport. VF-notat nr. 5 2001

Ardagh Glass Nordic: Epost fra Geir Aasnes av 25.09.07

Avfall Norge/Energidata: Pers. medd Oddbjørn Fredriksen i Energidata 17.09.07 som bekrefter at gjennomsnittlig transportavstand til deponi/forbrenning ikke fremkommer av dataene fra benchmarkingstudie for Avfall Norge.

Avfall Norge: Pers.medd Henrik Lystad

Bang, J og Flugsrud, K m.fl (1999) Utslipp fra veitrafikk i Norge. Dokumentasjon av beregningsmetode, data og resultater. SFT-rapport 99:04, Statens forurensningstilsyn, Oslo.

EcoInvent: EcoInvent database versjon 1.1, The Swiss Centre For Life Cycle Inventories (ETH).

Emballasjeretur: Epost fra Vibeke Riis av 29.08.07.

Frischknecht R, Althaus H-J, Bauer C, Doka G, Heck T, Jungbluth N, Kellenberger D, Nemecek T (2007): The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services. Int J LCA 12 (Special Issue 1) 7-17.

Glass- og Metallgjenvinning: Epost fra Jacob Smith av 31.08.2007

Peterson Emballasje: Epost fra Morten Letnes 24.09.07.

SFT 99:04: Bang, J., Flugsrud, K., Holtskog, S., Haakonsen, G., Larssen, S., Maldum, K.O., Rypdal, K., Skedsmo, A. (2004): Utslipp fra veitrafikk i Norge, Dokumentasjon av beregningsmetode, data og resultater. Oppdatering av SFT-rapport 93:12, SFT.

SSB 2000/1: Flugsrud, K., Gjerald, E., Haakonsen, G., Holtskog, S., Høie, H., Rypdal, K., Tornsjø, B., Weidemann, F. (2000): The Norwegian Emission Inventory, Documentation of methodology and data for estimating emissions of greenhouse gasses and long-range transboundary air pollutants, SFT og SSB.

SSB 2003/15: Finstad, A., Haakonsen, G., Rypdal, K. (2003): Utslipp til luft av partikler i Norge - dokumentasjon av metode og resultater, SSB.

SSB 2007: Gjennomsnittspunkt regnet ut av Gjermund Nygårdseter 27.07.2007

STØ: Databasedata som STØ har bygget opp gjennom prosjektarbeid.

Swerec AB, Jørgen Sabel: Telefonsamtale 10.09.07 og faks 11.09.07

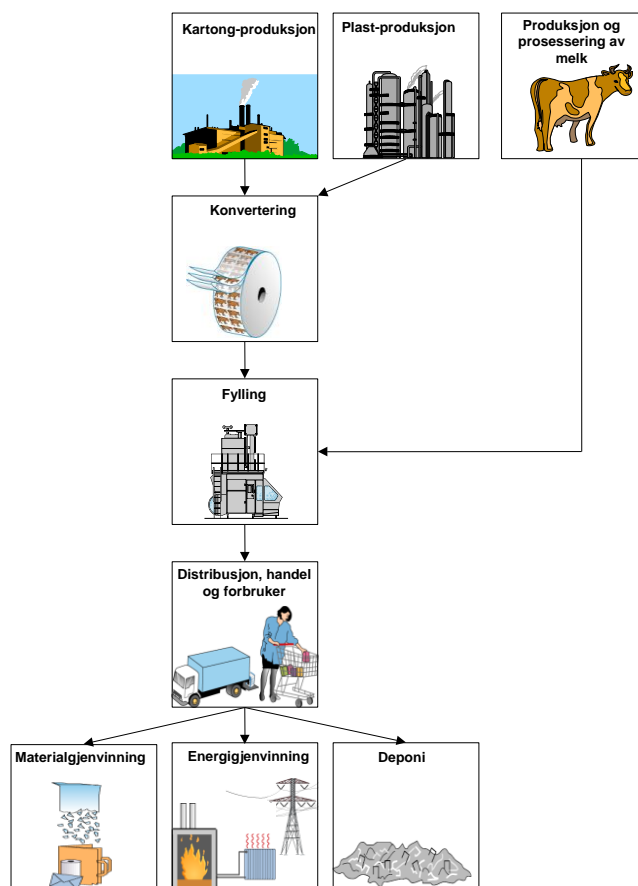
Thune-Larsen, H m.fl (1997): Energieffektivitet og utslipp i transport. TØI-notat 1078/1997, Transportøkonomisk institutt, Oslo.

Vestlandsforskning 2007: Notat om energibruk og utslipp for godstransport

## Vedlegg 1 LCA-METODIKK

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet, fra 'vugge til grav'. Analysen tar utgangspunkt i et *produksystem*, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet i forhold til en definert *funksjonell enhet*, som er den enheten som viser hva produktet yter i forhold til bestemte krav til produktet.

Livsløpsvurderingen skal omfatte alle de prosessene og aktivitetene som inngår i et produksystem, og som til sammen er med på å oppfylle funksjonen eller funksjonene som produksystemet skal oppfylle. Et eksempel på en livsløpsmodell for et produksystem er vist i figuren under.



**Figur 1** Eksempel på en livsløpsmodell for et produksystem for melk (inkl. emballasje)

En livsløpsvurdering har følgende tre sentrale poeng:

- En ser på hele det tekniske systemet som skal til for å produsere, bruke og avhende produktet (systemanalyse) og ikke berre på produktet i seg selv.

- En ser på hele materialsyklusen langs verdikjeda til produktet og ikke bare på en enkel operasjon eller bearbeidingsprosess.
- En ser på et antall relevante miljø- og helsepåverknader for heile systemet og ikke bare på en enkelt miljøfaktor (f.eks. utslepp av løysemiddel eller støv).

Dette gir en mer helhetlig tilnærming til helse-, miljø- og ressursproblema enn det vi ofte har vært vitne til tidligere, der fokuset har vært på enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser. Simuleringsprogrammet SimaPro 7.0.1 er brukt for gjennomføring av analysene.

## Vedlegg 2 FORUTSETNINGER

### V.2.1 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR ULIKE AVHENDINGSALTERNATIVER FOR DISTRIBUTJONSEMBALLASJE

Aktivitet	Data	Kilde
Produksjon av distribusjons-emballasje	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen	SimaPro/EcoInvent
	Produsert av 100% resirkulert fiber, Peterson Emballasje Sarpsborg	Peterson Emballasje
	<u>LDPE-film:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen	SimaPro/EcoInvent
Material-gjenvinning distribusjons-emballasje	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra gjenvinningsprosess	SimaPro/EcoInvent
	Erstatter jomfruelig fiber (blir til ny samlekartong)	SimaPro/EcoInvent
	<u>LDPE-film:</u> Spesifikke data for energiforbruk fra gjenvinningsprosess Erstatter jomfruelig plast	Swerec AB, Jørgen Sabel SimaPro/EcoInvent
Avfallsforbrenning og erstattet energi	Utslipp ved forbrenning av plast og papp Energiutnyttelsesgrad: 75% Erstattet energi: 75% olje og 25% elektrisitet (NordPool)	SFT 96/16/SimaPro/EcoInvent Avfall Norge
Transport	Diverse transportdata	STØs databaser i SimaPro

## V.2.2 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR SYSTEMET MED GLASSKRUKKE SOM FORBRUKEREMBALLASJE

Detaljert beskrivelse av system med glasskrukke som forbrukeremballasje

Aktivitet	Data	Kilde
Nettvekt av produkt	550 g	
Antall enheter per D-pakk	12	
Antall D-pakk per pall	72	
Antall pallplasser per bil	60	
Antall enheter per 1000 kg (før svinn)	1818	
Vekt av produkt (etter svinn)	555,9	Tester utført hos STØ (se vedlegg 3)
Antall enheter per 1000 kg (etter svinn)	1793,7	
Antall paller per 1000 kg	2,08	
Fiber per 1000 kg	11,96	
Glass per 1000 kg	547,09	
Plast per 1000 kg	2,99	
Metall per 1000 kg	23,32	
Tre per 1000 kg	3,01	
Samlet vekt av emb. 1000 kg	588,56	
Prosent av samlet vekt emb+produkt	37,05	
Samlet vekt per pall emb+produkt	779	
Maks antall paller per bil	35	
Produksjon av glasskrukke	Generelle data for beregning av utslipp fra produksjon Glasset består av 55% resirkulert glass, produsert av Ardagh Glass i Danmark	SimaPro/EcoInvent Ardagh Glass Nordic (2007)
Material-gjenvinnig glass	Generelle data for energiforbruk og utslipp fra materialgjennvinningsprosessen	SimaPro/EcoInvent

<b>Aktivitet</b>	<b>Data</b>	<b>Kilde</b>
Erstatning av materiale (glass)	I analysen forutsettes at produksjon av en glassmiks bestående av samme mengde jomfruelig/resirkulert glass erstattes.	SimaPro/EcoInvent
Produksjon av distribusjons-emballasje	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen Produsert av 100% resirkulert fiber, Peterson Emballasje Sarpsborg	SimaPro/EcoInvent  Peterson Emballasje
	<u>LDPE-film:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen	SimaPro/EcoInvent
Material-gjenvinning distribusjons-emballasej	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra gjenvinningsprosess Erstatter resirkulert fiber (blir til ny samlekartong)	SimaPro/EcoInvent  SimaPro/EcoInvent
	<u>LDPE-film:</u> Spesifikke data for energiforbruk fra gjenvinningsprosess Erstatter jomfruelig plast	Swerec AB, Jørgen Sabel SimaPro/EcoInvent
Avfallsforbrenning og erstattet energi	<u>Utslipp ved forbrenning av plast</u> <u>Energiutnyttelsesgrad: 75%</u> <u>Erstattet energi: 75% olje og 25% elektrisitet (NordPool)</u>	SimaPro/EcoInvent Avfall Norge

### **V.2.3 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR SYSTEMET MED PLASTBOKS SOM FORBRUKEREMBALLASJE**

Detaljert beskrivelse av system med plastboks som forbrukeremballasje

<b>Aktivitet</b>	<b>Data</b>	<b>Kilde</b>
Nettovekt av produkt	600 g	
Antall enheter per D-pakk	12	
Antall D-pakk per pall	72	
Antall pallplasser per bil	60	

<b>Aktivitet</b>	<b>Data</b>	<b>Kilde</b>
Antall enheter per 1000 kg (før svinn)	1667	
Vekt av produkt (etter svinn)	591,5	Tester utført hos STØ (se vedlegg 3)
Antall enheter per 1000 kg (etter svinn)	1690,3	
Fiber per 1000 kg	11,55	
Glass per 1000 kg	0	
Plast per 1000 kg	51,07	
Metall per 1000 kg	0	
Tre per 1000 kg	2,91	
Samlet vekt av emb. 1000 kg	65,12	
Prosent av samlet vekt emb+produkt	6,11	
Samlet vekt per pall emb+produkt	558	
Maks antall paller per bil	46	
Produksjon av glasskrukke	Generelle data for beregning av utslipp fra produksjon Plastboksen består av 100% jomfruelig plast, produsert av Polimoon i Stjørdal	SimaPro/EcoInvent
Transport av glasskrukker til produsent	Bil fra Stjørdal til produsent	Lerum
Materialgjenvinning (plast)	Spesifikke data for energiforbruk fra materialgjenvinningsprosessen. 19% av innsamlet plast sorteres ut til energigjenvinning og forutsettes å erstatte svensk fjernvarme (flis).	Swerec AB, Jørgen Sabel
Erstatning av materiale (plast)	I analysen forutsettes at produksjon av jomfruelig plast erstattes.	SimaPro/EcoInvent
Produksjon av distribusjons-emballasje	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen Produsert av 100% resirkulert fiber, Peterson Emballasje Sarpsborg	SimaPro/EcoInvent  Peterson Emballasje
	<u>LDPE-film:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra produksjonsprosessen	SimaPro/EcoInvent

Aktivitet	Data	Kilde
Material- gjenvinning distribusjons- emballasje	<u>Papptrau/samlekartong:</u> Generelle data for energiforbruk og utslipp fra gjenvinningsprosess Erstatter resirkulert fiber (blir til ny samlekartong)	SimaPro/EcoInvent  SimaPro/EcoInvent
	<u>LDPE-film:</u> Spesifikke data for energiforbruk fra gjenvinningsprosess Erstatter jomfruelig plast	Swerec AB, Jørgen Sabel SimaPro/EcoInvent
	Avfalls- forbrenning og erstattet energi	Utslipp ved forbrenning av plast Energiutnyttelsesgrad: 75% Erstattet energi: 75% olje og 25% elektrisitet (NordPool)

#### **V.2.4 FORUTSETNINGER/DATAGRUNNLAG FOR FØLSOMHETSBEREGNINGER KNYTTET TIL TRANSPORTAVSTANDER**

Aktivitet	Data	Kilde
Kort transport, glassalternativ	<u>Fra emballasjeproducent til syltetøyproducent:</u> Holmegaard – København (semitrailer, 81 km) København – Oslo (lastebåt, 273 nautiske mil) Oslo – Østlandet (semitrailer, 141 km)  <u>Fra syltetøyproducent til grossist:</u> Østlandet – Oslo (semitrailer , 130 km)  <u>Fra grossist til butikk:</u> Oslo – Oslo (lastebil, 13 km)  <u>Fra butikk til forbruker:</u> Oslo – Oslo (personbil, 2 km)  <u>Fra forbruker til deponi/energigjenvinning:</u> Oslo – Oslo (renovasjonsbil, 20 km)  <u>Fra forbruker til materialgjenvinning:</u> Oslo – Onsøy (semitrailer, 91 km)	NAF ruteplanlegger

Aktivitet	Data	Kilde
Kort transport, Plastalternativ	<p><u>Fra emballasjeprodusent til syltetøyprodusent:</u> Stjørdal – Østlandet (semitrailer, 434 km)</p> <p><u>Fra syltetøyprodusent til grossist:</u> Østlandet – Oslo (semitrailer , 130 km)</p> <p><u>Fra grossist til butikk:</u> Oslo – Oslo (lastebil, 13 km)</p> <p><u>Fra butikk til forbruker:</u> Oslo – Oslo (personbil, 2 km)</p> <p><u>Fra forbruker til deponi/energigjenvinning:</u> Oslo – Oslo (renovasjonsbil, 20 km)</p> <p><u>Fra forbruker til materialgjenvinning:</u> Oslo – Lanna, Sverige (semitrailer, 443 km)</p>	NAF ruteplanlegger
Lang transport, glassalternativ	<p><u>Fra emballasjeprodusent til syltetøyprodusent:</u> Holmegaard – København (semitrailer, 81 km) København – Oslo (lastebåt, 273 nautiske mil) Oslo – Vestlandet (semitrailer, 141 km)</p> <p><u>Fra syltetøyprodusent til grossist:</u> Vestlandet – Tromsø (semitrailer, 1562 km)</p> <p><u>Fra grossist til butikk:</u> Tromsø– Kirkenes (lastebil, 865 km)</p> <p><u>Fra butikk til forbruker:</u> Kirkenes – Kirkenes (personbil, 2 km)</p> <p><u>Fra forbruker til deponi/energigjenvinning:</u> Kirkenes –Kirkenes (renovasjonsbil, 20 km)</p> <p><u>Fra forbruker til materialgjenvinning:</u> Kirkenes – Onsøy (semitrailer, 2027 km)</p>	NAF ruteplanlegger

Aktivitet	Data	Kilde
<b>Lang transport, plastalternativ</b>	<u>Fra emballasjeproducent til syltetøyproducent:</u> Stjørdal – Vestlandet (semitrailer, 449 km)  <u>Fra syltetøyproducent til grossist:</u> Vestlandet – Tromsø (semitrailer , 1562 km)  <u>Fra grossist til butikk:</u> Tromsø – Kirkenes (lastebil, 865 km)  <u>Fra butikk til forbruker:</u> Kirkenes – Kirkenes (personbil, 2 km)  <u>Fra forbruker til deponi/energigjenvinning:</u> Kirkenes – Kirkenes (renovasjonsbil, 20 km)  <u>Fra forbruker til materialgjenvinning:</u> Kirkenes – Lanna, Sverige (semitrailer, 2037 km)	NAF ruteplanlegger

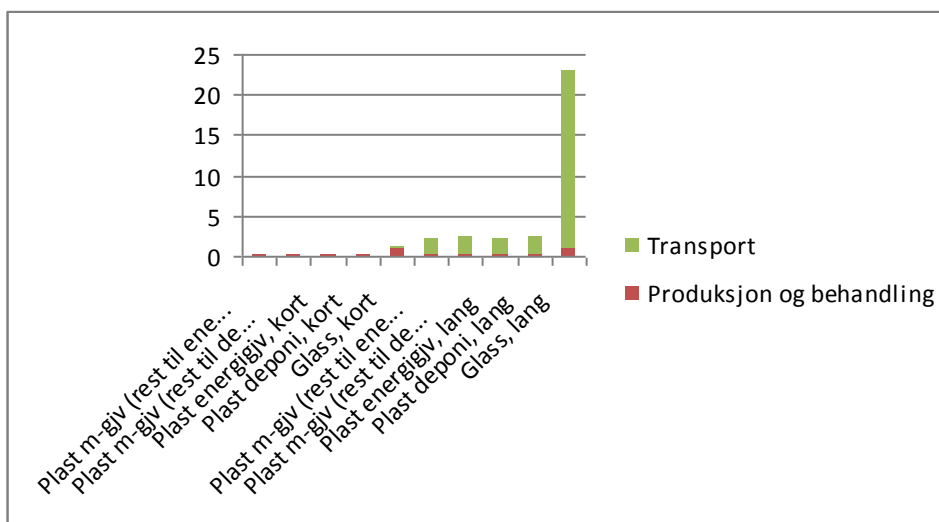
## Vedlegg 3 SVINNFORSØK

Fem enheter av hver av emballasjetypene ble veid før åpning, etter tømning og etter vask. Svinnforsøket ble gjennomført med en gradvis tømning av plastbeger og glasskrukker over et tidsrom på 3 dager. De aller fleste forbrukere vil mest sannsynlig bruke lenger tid på å konsumere henholdsvis 550 gram og 600 g syltetøy og syltetøyet vil derfor størkne mer langs kanten av beholderen. Hvorvidt ulike emballasjematerialer vil oppføre seg ulikt i så henseende er ikke undersøkt. Resultatene fra forsøkene er gitt i tabell V.3.1.

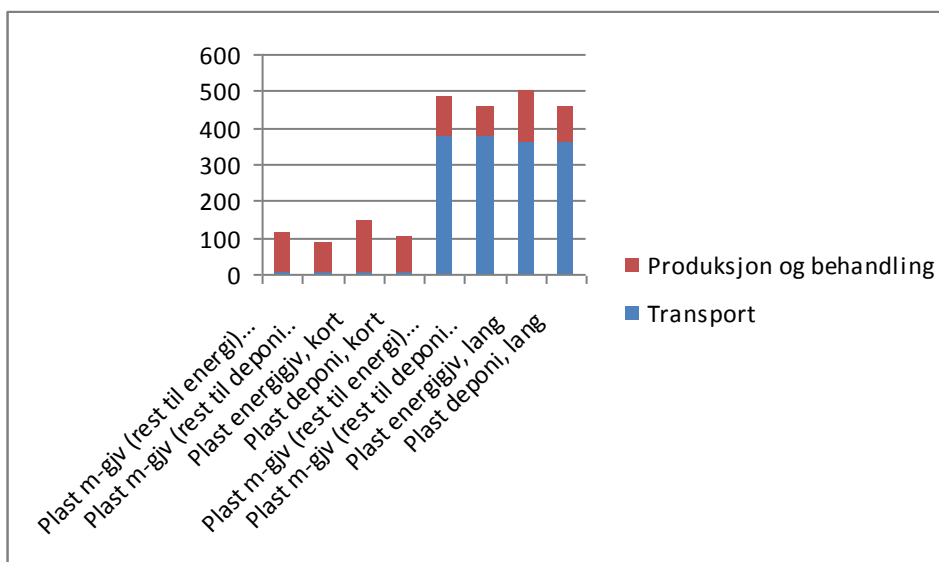
	Plast						Glass					
	1	2	3	4	5	Gj.snitt	1	2	3	4	5	Gj.snitt
1. Emb. uåpnet	619	618	618	617	627	619,8	876	876	887	874	875	877,6
2. Løkk før tømning	8	9	9	8,5	9	8,7	13	12	13,5	13,5	13	13
3. Emb. u. løkk m. innh.	610	609	608	609	618	610,8	863	863	873	861	863	864,6
4. Emb. m. løkk tømt	34,5	34	39,5	37	33	35,6	320	320	322	320	319	320,2
5. Løkk etter tømning	8	9	8,5	8,5	9	8,6	13	13,5	13,5	13,5	13	13,3
6. Emb. u. løkk etter tømning	26,5	25	31	28,5	24	27	306	307	309	306	306	306,8
7. Emb. m. løkk etter vask	28,5	28,5	28	28,5	28	28,3	318	318	318	318	318	318
8. Løkk etter vask	7	7	7	7	7	7	12,5	13	13	12,5	12,5	12,7
9. Emb. u. løkk etter vask	21	21	21	21	20,5	20,9	305	305	305	305	305	305
Produktvekt (1-7 og (3-9+ 2-8))	590,5	589,5	590	588,5	599	591,5	558	558	569	556	557	559,6
Herav svinn (4-7)	6	5,5	11,5	8,5	5	7,3	2	2	4	2	1	2,2

**Tabell V.3.1: Resultater fra svinnforsøk**

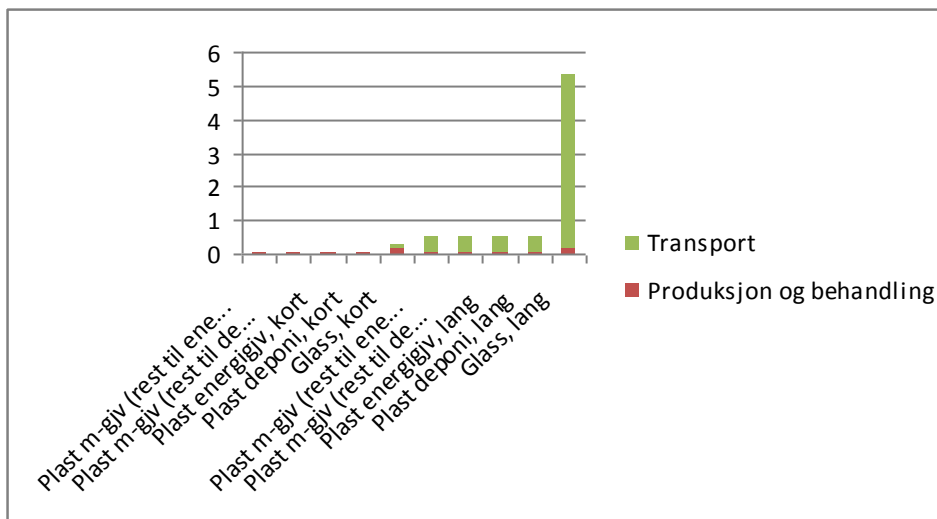
## Vedlegg 4 RESULTATER FOR FØLSOMHETSBEREGNINGER PÅ TRANSPORTAVSTAND OG FYLLINGSGRADER



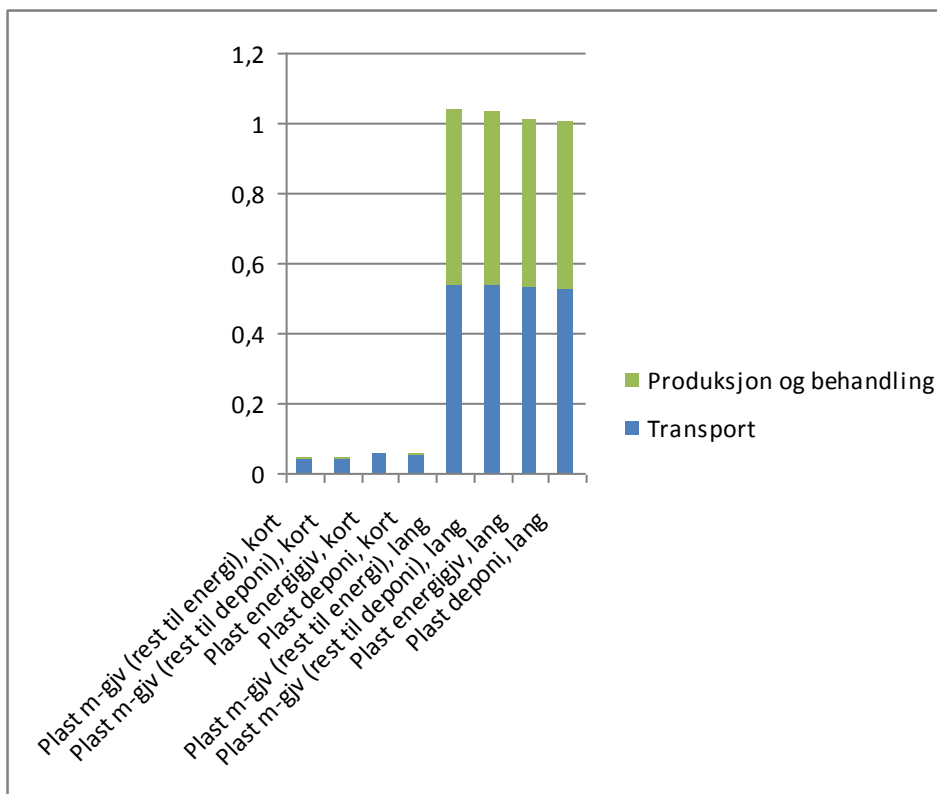
**Figur V4.1:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien forsuring [kg SO<sub>2</sub>-ekv/1000 kg sylvetøy] for scenarioer med kort og lang transport



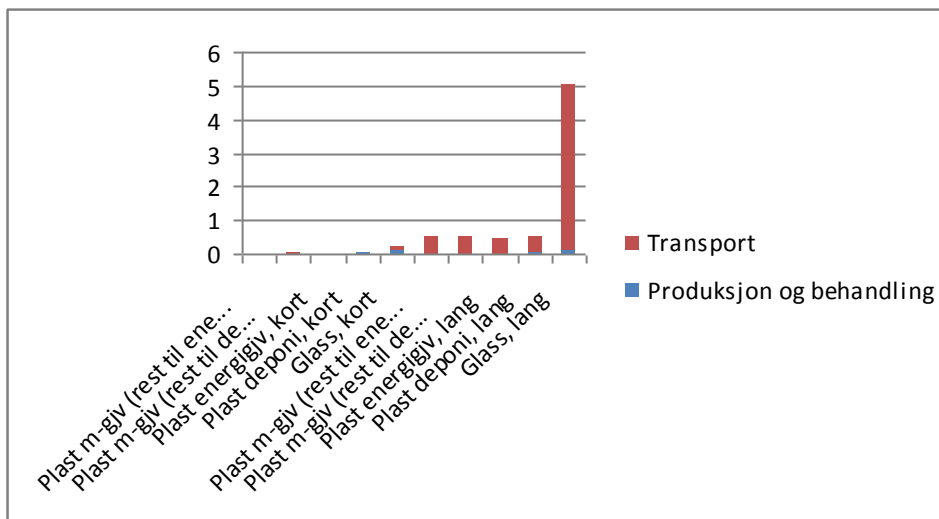
**Figur V4.2:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien forsuring [kg SO<sub>2</sub>-ekv/1000 kg sylvetøy] for scenarioer med kort og lang transport hvor glassalternativet er utelatt



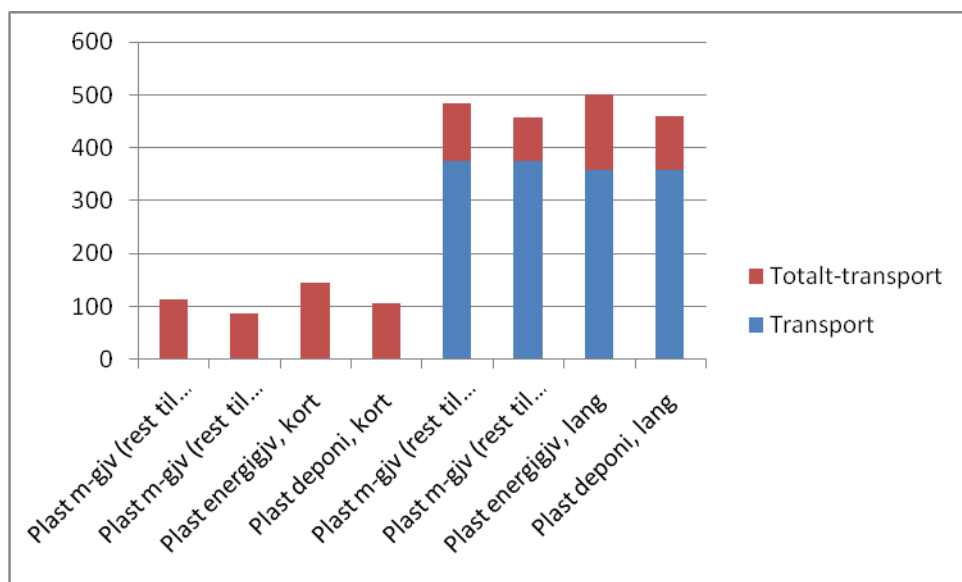
**Figur V4.3:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien eutrofiering [kg PO<sub>4</sub>--ekv/1000 kg sylvetøy] for scenarioer med kort og lang transport



**Figur V4.4:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien eutrofiering [kg PO<sub>4</sub>--ekv/1000 kg sylvetøy] for scenarioer med kort og lang transport hvor glassalternativet er utelatt



**Figur V4.5:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien smogdannelse [kg C2H2O2-ekv/1000 kg syltetøy]for scenarier med kort og lang transport



**Figur V4.6:** Bidrag til miljøpåvirkningskategorien smogdannelse smogdannelse [kg C2H2O2-ekv/1000 kg syltetøy]for scenarier med kort og lang transport hvor glassalternativet er utelatt